Saint-Laurent
Vision 2000

Évaluation de la validité des indicateurs de contamination fécale des mollusques bivalves et des eaux coquillières de la Rive Nord de l'Estuaire maritime du Saint-Laurent

Canada

Québec

103-05699/

RÉGIE RÉGIONALE
DE LA SANTÉ ET DES
SERVICES SOCIAUX
CÔTE-NORD
DIRECTION DE LA SANTÉ PUBLIQUE

Évaluation de la validité des indicateurs de contamination fécale des mollusques bivalves et des eaux coquillières de la Rive Nord de l'Estuaire maritime du Saint-Laurent

RAPPORT FINAL

Alexandra Valentin
Thierry Tremblay
Fabien Gagnon
Jacques-François Cartier

Programme Saint-Laurent Vision 2000

Décembre 2000

© Régie régionale de la santé et des services sociaux de la Côte-Nord, Baie-Comeau, 2001

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Canada

ISBN (2-89003-116-0)

Chercheurs principaux :

- Alexandra Valentin, chargée de projet,*Direction de la santé publique de la Côte-Nord*
- Thierry Tremblay, conseiller en santé environnementale, *Direction de la santé publique de la Côte-Nord*
- Fabien Gagnon, médecin conseil, *Direction de la santé publique de la Côte-Nord*
- Jacques-François Cartier, conseiller en santé environnementale, *Direction de la santé publique de la Côte-Nord*

Co-chercheurs :

- Benoît Lévesque, médecin conseil, *Centre de santé publique de Québec*
- Pierre Payment, chercheur et microbiologiste, *Institut Armand Frappier*

Collaborateurs :

- Frédéric Aubin et son équipe, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec
- Pierrette Cardinal et son équipe, ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
- Jean-Pierre Chanut, professeur-chercheur et statisticien, *Institut des Sciences de la Mer, Rimouski*

Rédaction du rapport :

- Alexandra Valentin, chargée de projet,*Direction de la santé publique de la Côte-Nord*
- Thierry Tremblay, conseiller en santé environnementale, *Direction de la santé publique de la Côte-Nord*

Analyse des données :

- Alexandra Valentin, chargée de projet,*Direction de la santé publique de la Côte-Nord*

Traitement statistique :

- Alexandra Valentin, chargée de projet,*Direction de la santé publique de la Côte-Nord*
- Jean-Pierre Chanut, professeur-chercheur et statisticien, *Institut des Sciences de la Mer, Rimouski*

Analyses de laboratoire :

- Frédéric Aubin et son équipe, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec
- Pierrette Cardinal et son équipe, ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec

Échantillonnage :

- Alexandra Valentin, chargée de projet,*Direction de la santé publique de la Côte-Nord*
- Amélie Ouellet, technicienne en aménagement cynégétique et halieutique

Financement :

- Programme Saint-Laurent Vision 2000, domaine d'intervention Santé humaine

Réalisation technique :

- Alexandra Valentin, chargée de projet,*Direction de la santé publique de la Côte-Nord*
- Lise Mercier, secrétaire,*Direction de la santé publique de la Côte-Nord*

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier le domaine d'intervention Santé humaine du Programme Saint-Laurent Vision 2000 pour avoir subventionné cette recherche. Nous adressons également un merci sincère à tous les employés de la Régie régionale de la santé et des services sociaux de la Côte-Nord qui ont contribué de près ou de loin au bon déroulement de ce projet. De plus, nous tenons à souligner la précieuse contribution des personnes ou organismes suivants à la réalisation de cette étude :

- Frédéric Aubin et son équipe, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec
- Christine Barthe, ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
- Pierrette Cardinal et son équipe, ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
- CÉGEP de Baie-Comeau
- Jean-François Duchesne, Centre de Santé Publique de Québec
- Denis Gariépy, Nortech GSI inc.
- Intercanadien
- Amélie Ouellet, technicienne en aménagement cynégétique et halieutique
- Gilbert Sauvé, Agence Canadienne de l'Inspection des Aliments
- Jacques Sénéchal, Environnement Canada
- Zoël Tremblay et ses fils, pilotes du bateau pour les échantillonnages d'eau

RÉSUMÉ

Cette étude a comme principal objectif de générer de l'information sur les micro-organismes pouvant constituer des indicateurs valides de la contamination fécale des mollusques et des eaux coquillières de la rive nord de l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Elle vise également à évaluer l'influence de divers paramètres environnementaux (caractéristiques physico-chimique de l'eau et conditions météorologiques) sur la présence et le nombre des micro-organismes indicateurs dans les eaux coquillières.

Des échantillons de myes et d'eau ont été ramassés entre la fin juin et la fin septembre 1999. Pour les myes, huit rondes d'échantillonnage ont été menées dans neuf sites de cueillette répartis entre Pointe-aux-Outardes et Grandes-Bergeronnes. Ces sites sont soumis à diverses sources de contamination et appartiennent tant à des secteurs de cueillette approuvés qu'à des secteurs approuvés conditionnellement ou fermés à la cueillette. L'eau a été récoltée à marée descendante, deux fois par semaine, dans un seul site (Baie-Laval). Les conditions météorologiques journalières ont été obtenues auprès d'Environnement Canada et du ministère de l'Environnement du Québec. La présence et l'abondance de six indicateurs potentiels ont été déterminées dans les myes et dans l'eau. Il s'agit de *Escherichia coli*, des coliformes fécaux, des entérocoques, des coliphages somatiques, des coliphages mâles et de *Clostridium perfringens*. La présence de quatre pathogènes a été évaluée dans les myes, à savoir, *Cryptosporidium parvum*, *Giardia* sp, *Campylobacter* sp et *Salmonella* sp.

Pour les myes, la performance de chaque indicateur à représenter la contamination pathogène a été évaluée au moyen des calculs de sensibilité, de spécificité et de valeur prédictive. Des analyses des correspondances ont servi à décrire la répartition spatiale (entre les sites) et temporelle (entre les rondes) des indicateurs potentiels et des pathogènes. L'influence des paramètres physico-chimiques et météorologiques sur le dénombrement des indicateurs dans les

eaux coquillières a été évaluée à l'aide d'une analyse en composantes principales (ACP) et d'une analyse des corrélations.

Il ressort que la fréquence de détection des pathogènes dans les myes est importante (90,2 %). *C. parvum* et *Giardia* sp sont les pathogènes les plus souvent détectés, suivis, dans une moindre mesure, par *Campylobacter* sp. Les salmonelles sont quasi absentes. Les pathogènes sont présents dans tous les secteurs considérés; ils se retrouvent aussi bien dans les secteurs fermés que dans les secteurs ouverts à la cueillette. Ainsi, la consommation de mollusques représente une source d'exposition significative aux micro-organismes pathogènes transmis par voie fécale-orale. Cette situation est préoccupante pour la santé des consommateurs étant donné la faible dose infectieuse de ces pathogènes associée à des comportements à risque de la part des consommateurs. L'importance de la cuisson des mollusques avant consommation est soulignée. Il est proposé de remplacer le mode de cuisson traditionnel à la vapeur en faisant bouillir les mollusques directement dans l'eau pendant au moins cinq minutes.

E. coli et les coliformes fécaux apparaissent comme des indicateurs peu performants de la présence des pathogènes. Leur validité semble se restreindre aux cas de contamination ponctuelle et endémique. Leur utilisation comme critères d'évaluation de la qualité microbiologique des mollusques et des eaux coquillières est discutée.

La comparaison des fréquences de détection dans l'eau et dans les myes suggère une disparition rapide de *E. coli* et des coliformes fécaux dans le milieu. L'ACP met en évidence le rôle de la salinité dans cette disparition. Elle montre également que les précipitations et la turbidité favorisent la présence de ces bactéries. Les coliphages somatiques ressortent comme le meilleur indicateur de la contamination par les pathogènes. Ils se montrent également peu vulnérables aux conditions environnementales. L'utilisation des coliphages somatiques, de la turbidité, des précipitations et de la salinité en tant qu'indicateur de la qualité microbiologique des mollusques et des eaux coquillières est discutée.

ABSTRACT

The main objective of this study is to generate information on the micro-organisms that could be considered as potential indicators of fecal contamination of molluscs and shellfish growing waters on the North Shore of the St. Lawrence Lower Estuary. The study also aims to evaluate the influence of various environmental parameters (physico-chemical characteristics of water and weather conditions) on the presence and the abundance of the indicators in shellfish growing waters.

Soft-shell clams and water samples were collected between the end of June and the end of September 1999. For the clams, eight rounds of sampling were carried out at nine sites at various locations distributed between Pointe-aux-Outardes and Grandes-Bergeronnes. These sites are exposed to various contamination sources and belong to sectors approved for harvesting, conditionally approved for harvesting or, sectors that are closed to harvesting. Water was collected at ebb tide, twice a week, at one site only (Baie-Laval). Daily weather conditions were obtained from Environment Canada and from the Ministère de l'Environnement du Québec. Presence and abundance of six potential indicators were assessed in clams and water samples. These indicator micro-organisms are *Escherichia coli*, *fecal coliforms*, *Enterococci* sp, somatic coliphages, male coliphages and *Clostridium perfringens*. The presence of four pathogens was evaluated in the clam samples, namely, *Cryptosporidium parvum*, *Giardia* sp, *Campylobacter* sp and *Salmonella* sp.

For the clam samples, the capacity of each indicator to represent the pathogen contamination was evaluated by calculating sensitivity, specificity and predictive values. Correspondence analyses were used to describe spatial (between sites) and temporal (between rounds) distributions of potential indicators and pathogens. Influence of physico-chemical and

weather parameters on indicator enumeration in shellfish growing waters was evaluated using a principal components analysis (PCA) and a correlation analysis.

Results show that the detection frequency of pathogens in clams is important (90.2%). *C. parvum* and *Giardia* sp are the pathogens most often detected, followed to a lesser extent by *Campylobacter* sp. *Salmonella* sp are almost always absent. Pathogens are present at all sampling sites; they are found in both the closed sectors and in the sectors open for harvesting. Mollusc consumption represents a significant source of exposure to pathogenic micro-organisms transmitted by the fecal-oral route. This situation is of concern for the consumers health because of the low infectious dose of these pathogens associated to consumers risky behaviours. The importance of cooking molluscs before consumption needs to be emphasized. It is recommended that the traditional steam cooking method be replaced by boiling the molluscs directly in water for at least five minutes.

E coli and fecal coliforms appear to be poor indicators of the pathogen contamination. Their validity seems to be restricted to endemic and point source contamination. Their utility in the evaluation of the microbiological quality of molluscs and shellfish growing waters is discussed.

Comparison of detection frequencies in water and clams suggests a rapid disappearance of *E coli* and fecal coliforms in the environment. PCA results highlight the role of salinity in this disappearance. They also show that precipitations and turbidity favour the presence of these bacteria. Somatic coliphages emerge as the best indicators of pathogenic contamination. They are also shown to be less vulnerable to environmental conditions than *E. coli* and fecal coliforms. The use of somatic coliphages, turbidity, precipitations and salinity as indicators of the microbiological quality of molluscs and shellfish growing waters is discussed.

TABLE DES MATIÈRES

TITRE i

REMERCIEMENTS v

RÉSUMÉ vii

ABSTRACT ix

TABLE DES MATIÈRES xi

LISTE DES TABLEAUX xv

LISTE DES FIGURES xvii

LISTE DES ANNEXES xix

INTRODUCTION 3

CHAPITRE I – PROBLÉMATIQUE 7

1.1 AIRE D'ÉTUDE 7

1.2 CONTEXTE DE L'ÉTUDE : LES MOLLUSQUES BIVALVES, DES ORGANISMES À RISQUE 9

1.3 SURVEILLANCE DE LA CONTAMINATION FÉCALE DES MOLLUSQUES ET DES EAUX COQUILLIÈRES 10

1.4 UTILITÉ ET CARACTÉRISQUES DES INDICATEURS DE CONTAMINATION FÉCALE 11

CHAPITRE II – HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS DE RECHERCHE 15

2.1 HYPOTHÈSES DE RECHERCHE 15

2.2 OBJECTIFS DE RECHERCHE 17

CHAPITRE III – MÉTHODOLOGIE 21

3.1 INDICATEURS ET PATHOGÈNES SÉLECTIONNÉS POUR CETTE ÉTUDE 21

3.2 STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE 22

3.3 PÉRIODE ET FRÉQUENCE D'ÉCHANTILLONNAGE 25

3.4 STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE 25

3.5 TRANSPORT DES ÉCHANTILLONS 27

3.6 ANALYSE MICROBIOLOGIQUE DES ÉCHANTILLONS 28

3.7 TRAITEMENT DES DONNÉES 30
3.7.1 Évaluation de la validité des indicateurs potentiels 30
3.7.2 Comparaison des distributions spatiale et temporelle des micro-organismes (indicateurs et pathogènes) 32
3.7.3 Évaluation de l'influence des facteurs environnementaux sur la variabilité des indicateurs potentiels dans l'eau 32

CHAPITRE IV – RÉSULTATS 37

4.1 FRÉQUENCE DE DÉTECTION DES MICRO-ORGANISMES DANS LES MYES 37
4.1.1 Fréquence de détection des pathogènes 37
4.1.2 Fréquence de détection des indicateurs potentiels 38

4.2 SENSIBILITÉ, SPÉCIFICITÉ ET VALEURS PRÉDICTIVES DES INDICATEURS POTENTIELS POUR L'ENSEMBLE DES PATHOGÈNES DANS LES MYES 41

4.3 ANALYSES DES CORRESPONDANCES ENTRE DIFFÉRENTES CARACTÉRISTIQUES ASSOCIÉES AUX MYES 42
4.3.1 Analyse des correspondances entre les indicateurs potentiels et les pathogènes 42
4.3.2 Analyse des correspondances entre les micro-organismes (indicateurs et pathogènes) et les sites d'échantillonnage 44
4.3.3 Analyse des correspondances entre les micro-organismes (indicateurs et pathogènes) et les rondes d'échantillonnage 47

4.4 RÉSULTATS AU SITE DE BAIE-LAVAL 50
4.4.1 Détection des indicateurs potentiels et des pathogènes dans les myes 50
4.4.2 Détection des indicateurs potentiels dans l'eau 51
4.4.3 Paramètres physico-chimiques de l'eau 51
4.4.4 Paramètres météorologiques lors des échantillonnages d'eau 52
4.4.5 Analyse en composantes principales sur les variables microbiologiques et physico-chimiques de l'eau et les paramètres météorologiques 53

CHAPITRE V – DISCUSSION 59

5.1 ÉTAT DE LA CONTAMINATION DES MYES PAR LES PATHOGÈNES: RISQUES POUR LA SANTÉ 59

5.2 ÉVALUATION DE LA VALIDITÉ DE *E. COLI*, DES COLIFORMES FÉCAUX ET DES ENTÉROCOQUES COMME INDICATEURS DE CONTAMINATION PATHOGÈNE D'ORIGINE FÉCALE 65

5.3 ÉVALUATION DE LA VALIDITÉ DES COLIPHAGES COMME INDICATEURS DE CONTAMINATION PATHOGÈNE D'ORIGINE FÉCALE 68

5.4 ÉVALUATION DE L'INFLUENCE DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES SUR LA VARIABILITÉ DE *E. COLI*, DES COLIFORMES FÉCAUX ET DES ENTÉROCOQUES DANS L'EAU 72

CHAPITRE VI – CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 79

BIBLIOGRAPHIE 85

ANNEXES 91

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 3.1	Localisation, numéro d'identification, classification et sources de pollution des secteurs	24
TABLEAU 3.2	Matrice d'analyse pour les calculs de sensibilité, spécificité et valeurs prédictives des indicateurs	31
TABLEAU 4.1	Fréquence de détection des pathogènes dans les myes pour l'ensemble des stations d'échantillonnage	37
TABLEAU 4.2	Fréquence de détection des indicateurs potentiels dans les myes pour l'ensemble des stations d'échantillonnage	38
TABLEAU 4.3	Sensibilité, spécificité et valeurs prédictives positive et négative des indicateurs potentiels pour l'ensemble des pathogènes (n=41)	41
TABLEAU 4.4	Tableau de contingence avec probabilités conditionnelles (P_c) des indicateurs potentiels en fonction des pathogènes	43
TABLEAU 4.5	Tableau de contingence avec probabilités conditionnelles (P_c) des indicateurs et des pathogènes en fonction des sites d'échantillonnage	46
TABLEAU 4.6	Tableau de contingence avec probabilités conditionnelles (P_c) des indicateurs et des pathogènes en fonction des rondes d'échantillonnage	49
TABLEAU 4.7	Fréquence de détection des indicateurs et des pathogènes dans les myes de la station Baie-Laval	50
TABLEAU 4.8	Fréquence de détection des indicateurs potentiels dans l'eau de Baie-Laval	51
TABLEAU 4.9	Corrélations entre les variables microbiologiques et physico-chimiques de l'eau et les paramètres météorologiques	55

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1.1	Situation de l'estuaire maritime du Saint-Laurent dans le sous-bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent	8
FIGURE 3.1	Carte de l'estuaire maritime du Saint-Laurent avec la localisation géographique des neuf stations d'échantillonnage de myes	22
FIGURE 3.2	Carte de Baie-Laval illustrant les dix-huit points d'échantillonnage de l'eau	27
FIGURE 4.1	Fréquences de détection des micro-organismes dans les myes avec distribution des fréquences par site d'échantillonnage	40
FIGURE 4.2	Projection des coordonnées des indicateurs potentiels et des pathogènes sur les deux premiers facteurs de l'analyse des correspondances	42
FIGURE 4.3	Projection des coordonnées des micro-organismes (indicateurs potentiels et pathogènes) et des sites d'échantillonnage sur les deux premiers facteurs de l'analyse des correspondances	44
FIGURE 4.4	Projection des coordonnées des micro-organismes (indicateurs potentiels et pathogènes) et des rondes d'échantillonnage sur les deux premiers facteurs de l'analyse des correspondances	47
FIGURE 4.5	Projection des variables décrivant les caractéristiques microbiologiques et physico-chimiques de l'eau et les conditions météorologiques en fonction de leurs coordonnées sur les trois premières composantes principales de l'ACP	54
FIGURE 5.1	Modèle intégrant les principales variables environnementales influençant la concentration de *E. coli*, des coliformes fécaux et des entérocoques dans l'eau. Les relations significatives selon l'ACP sont représentées en gras et les voies hypothétiques par des pointillés	73

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A	Carte des stations d'échantillonnage illustrant les zones de prélèvement des mollusques	93
ANNEXE B	Méthodologie pour la détection et l'identification de *C. parvum* et *Giardia* sp dans les myes	105
ANNEXE C	Abondance des indicateurs et des pathogènes dans les myes par site d'échantillonnage	109
ANNEXE D	Matrices pour les calculs de sensibilité, spécificité et valeurs prédictives des indicateurs en fonction des pathogènes	113
ANNEXE E	Paramètres physico-chimiques de l'eau	117
ANNEXE F	Paramètres météorologiques	121
ANNEXE G	Résultats bruts des analyses microbiologiques	125

INTRODUCTION

INTRODUCTION

Cette étude s'inscrit dans le cadre du domaine d'intervention Santé humaine du programme Saint-Laurent Vision 2000. Elle fait suite au rapport d'analyse des risques associés à la consommation de mollusques réalisé, dans le cadre du même programme, par la Direction de la santé publique de la Côte-Nord (Tremblay *et al.*, 1999). Certains constats de cette recherche avaient permis de mettre en doute la fiabilité des micro-organismes indicateurs actuellement utilisés pour évaluer la contamination fécale des mollusques et des eaux coquillières de la rive nord de l'estuaire maritime du Saint-Laurent.

En effet, l'analyse microbiologique avait révélé qu'aucun homogénat de mye commune (*Mya arenaria*), le principal mollusque bivalve cueilli et consommé sur la rive nord de l'estuaire maritime, n'était contaminé par la bactérie indicatrice *Escherichia coli*. Comme *E. coli* constitue, en moyenne, 90 % des coliformes présents dans les matières fécales humaines, ces résultats laissaient supposer l'absence de pollution fécale dans les myes communes prélevées (Dufour, 1977). Cependant, cette même analyse a mis en évidence la présence de streptocoques fécaux et de coliphages dans plusieurs homogénats. Elle a également montré que le quart des échantillons étaient contaminés par des micro-organismes pathogènes comme *Aeromonas hydrophila*, *Clostridium perfringens*, *Salmonella sp.*, *Staphylococcus aureus* et *Giardia lamblia*. L'absence d'*E. coli* ne constituait donc pas une indication fiable de l'absence de pathogènes dans les mollusques analysés.

Or, la surveillance de la contamination fécale des mollusques et des eaux coquillières à des fins de protection de la santé publique repose essentiellement sur la recherche d'*E. coli*, des coliformes fécaux et des coliformes totaux (CAPQ, 1990; USDHHS, 1995). Ainsi, les résultats obtenus lors de cette première étude suscitent un questionnement quant à la capacité du système actuellement en place à protéger efficacement la santé des consommateurs de mollusques provenant de la rive nord de l'estuaire maritime.

Dans ce contexte, il apparaît donc important d'évaluer la validité de ces micro-organismes en tant qu'indicateurs de la qualité des mollusques et des eaux coquillières et, le cas échéant, de générer des informations utiles au choix d'un nouvel indicateur par les autorités concernées. C'est là l'objectif visé par la présente étude. Celle-ci doit être considérée comme exploratoire. Ainsi, ce rapport ne prétend pas être en mesure de confronter sans équivoque le système de surveillance actuel. Cependant, il émet des doutes raisonnables et soulève des questions pertinentes, tout en pavant la voie à des solutions et à des orientations de recherches futures.

CHAPITRE I

PROBLÉMATIQUE

CHAPITRE I

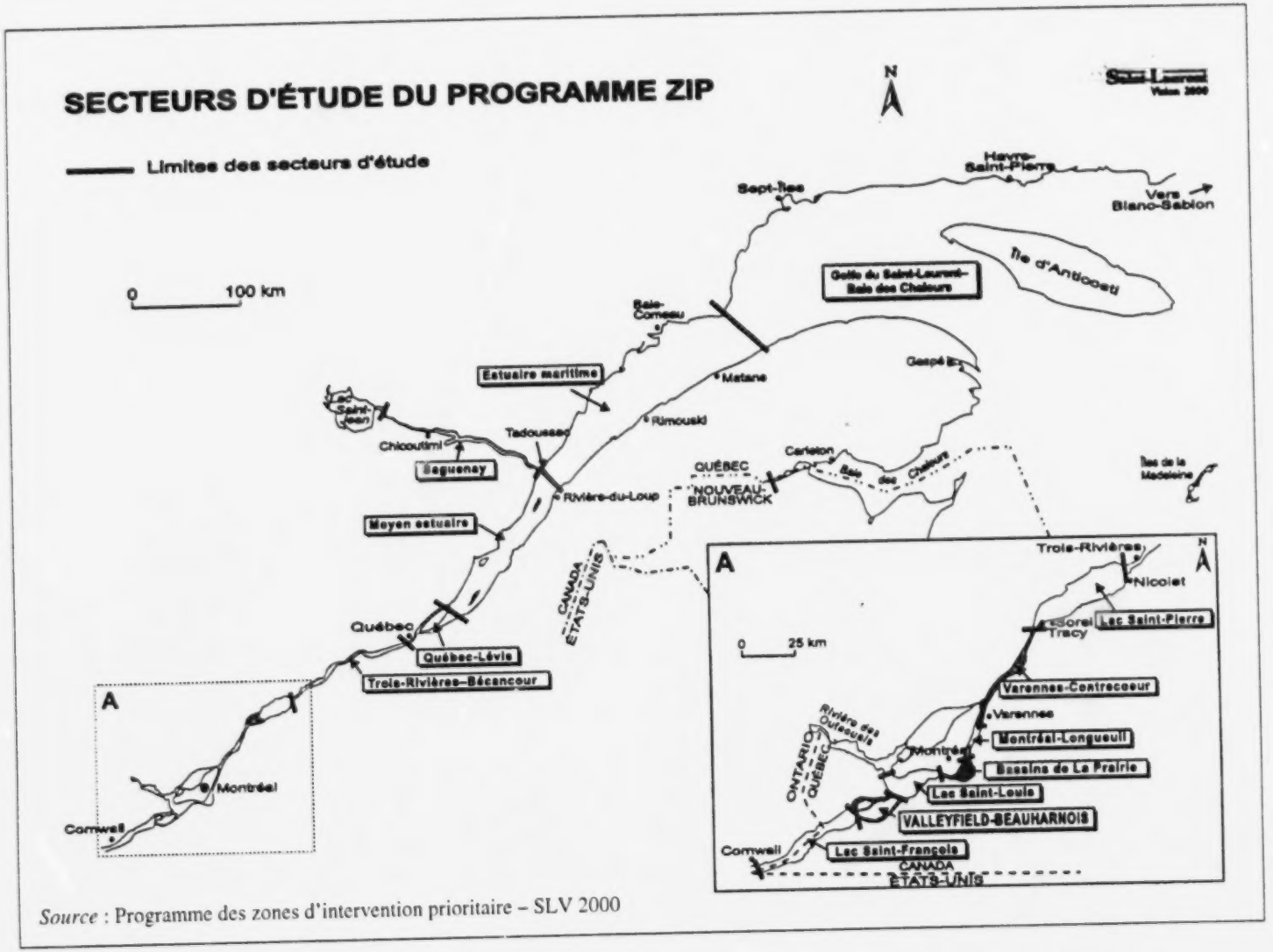
PROBLÉMATIQUE

1.1 AIRE D'ÉTUDE

L'aire d'étude de ce projet correspond au territoire de la Zone d'Intervention Prioritaire de la rive nord de l'estuaire (ZIP 18). Ce territoire, qui correspond à la rive nord de l'estuaire maritime du Saint-Laurent, s'étend de Tadoussac à Baie-Trinité (figure 1.1).

D'une longueur d'environ 230 kilomètres, l'estuaire maritime constitue une zone de transition entre les eaux douces en provenance du moyen estuaire et les eaux salées du golfe du Saint-Laurent. La salinité des eaux de l'estuaire maritime est d'environ 32 ‰, soit environ 95 % de la salinité de l'eau de mer (Argus Groupe-Conseil, 1992; Mousseau et Armellin, 1996). Bien qu'elles se réchauffent progressivement en été, les eaux de l'estuaire maritime sont généralement très froides. Par exemple, la température des eaux superficielles oscille en été entre 0 et 14 °C et atteint le point de congélation de l'eau de mer (c'est-à-dire -1,9 °C) en hiver (Koutitonsky et Bugden, 1991; Fortin *et al.*, 1996).

Les berges de la rive nord de l'estuaire maritime sont relativement abruptes et la zone intertidale y est généralement étroite. Toutefois, cette zone peut être importante dans certains secteurs en période de grande marée (Fortin *et al.*, 1996). Ces secteurs constituent souvent des lieux de cueillette de mollusques privilégiés pour la population locale et les exploitants des usines de transformation de la région. Les principaux bancs de mollusques situés dans l'aire d'étude ne sont généralement accessibles qu'en période de grande marée, soit lorsque la hauteur de la marée basse au port de référence de Pointe-au-Père est inférieure à 0,8 mètre (selon l'expérience de l'équipe de recherche). Comme le cycle des marées dans l'estuaire maritime est de type bimensuel, les bancs coquilliers sont habituellement découverts durant deux périodes par mois. Ces périodes correspondent aux quelques jours précédant et suivant la nouvelle et la pleine lune.



Source : Programme des zones d'intervention prioritaire – SLV 2000

Figure 1.1 Situation de l'estuaire maritime du Saint-Laurent dans le sous-bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent

1.2 CONTEXTE DE L'ÉTUDE : LES MOLLUSQUES BIVALVES, DES ORGANISMES À RISQUE

Aliments prisés dans de nombreux pays, les mollusques bivalves sont des organismes cueillis et consommés dans plusieurs régions maritimes comme la Côte-Nord. Ces mollusques vivent enfouis dans les sédiments ou fixés aux roches et récifs et se nourrissent généralement de phytoplancton marin qu'ils obtiennent en filtrant l'eau de mer au moyen d'un système de siphons inhalants et exhalants (Abbott, 1982). Certaines espèces, comme la mye commune et la moule bleue (*Mytilus edulis*), filtrent quotidiennement un important volume d'eau, pouvant aller jusqu'à 56 litres par jour dans le cas de la mye (Ministère des Pêches et des Océans, 1985). Or, en filtrant l'eau, les mollusques bivalves accumulent non seulement le plancton et les matières en suspension, mais également les contaminants introduits ou ceux naturellement présents dans le milieu marin.

Divers types de contaminants peuvent ainsi être accumulés par ces mollusques. La présence de produits chimiques (comme l'arsenic et les biphényles polychlorés) et de toxines produites par les algues du phytoplancton marin (telles que les saxitoxines) a déjà été rapportée dans les myes communes cueillies sur la rive nord de l'estuaire maritime (Blasco *et al.*, 1998; Tremblay *et al.*, 1999).

Les mollusques bivalves peuvent également être contaminés par des micro-organismes pathogènes. Bien qu'ils puissent provenir du milieu marin ou d'une contamination croisée, les bactéries, virus et protozoaires pathogènes qui contaminent les mollusques sont le plus souvent d'origine fécale, c'est-à-dire qu'ils sont introduits dans les eaux coquillières par le biais des déchets fécaux humains et animaux. Des micro-organismes comme *Salmonella* sp., *Staphylococcus aureus*, les virus de type Norwalk et le virus de l'hépatite A figurent parmi les pathogènes d'origine fécale les plus couramment incriminés lors des épisodes de toxi-infections associées à la consommation de mollusques bivalves (SBSC, 1991; USFDA, 1992).

Les risques à la santé associés à la consommation de mollusques contaminés varient selon les pathogènes présents. Les toxi-infections et intoxications résultant d'une consommation de mollusques contaminés entraînent généralement des symptômes gastro-intestinaux peu spécifiques qui persistent pendant quelques heures à quelques jours (diarrhée, crampes abdominales, nausées, vomissements, maux de tête, etc.). Toutefois, des atteintes plus graves comme la salmonellose, la giardiase, l'hépatite A et la fièvre typhoïde peuvent également être causées par l'ingestion de mollusques contaminés par des micro-organismes pathogènes (USDHHS, 1995; VDH, 1995).

1.3 SURVEILLANCE DE LA CONTAMINATION FÉCALE DES MOLLUSQUES ET DES EAUX COQUILLIÈRES

Au Canada, la contamination fécale des mollusques et des eaux coquillières fait actuellement l'objet d'une surveillance sur le terrain et en usine; des programmes de surveillance similaires sont également utilisés aux États-Unis.

Un premier programme, le Programme de salubrité des eaux coquillières (PSEC), géré par Environnement Canada, vise à classifier les secteurs de cueillette de mollusques selon la qualité bactériologique des eaux sus-jacentes. Dans le cadre de ce programme, des tournées d'échantillonnage (au minimum quinze) sont réalisées de mai à octobre en ciblant les pires conditions de contamination que l'on peut retrouver dans les secteurs considérés. Des échantillons d'eau sont prélevés dans un certain nombre de station (au minimum dix) sous différentes conditions environnementales (marée, pluie, crue, activités agricoles, canicule, etc.). Le dénombrement des bactéries de type coliforme et coliforme fécal est ensuite réalisé en laboratoire, dans un délai ne dépassant pas six heures. Un secteur est considéré impropre à la cueillette si les critères suivants sont dépassés : (i) la médiane du nombre de coliformes fécaux par station d'échantillonnage excède 14 unités par 100 ml d'eau ou (ii) le nombre de coliformes fécaux détecté à chaque station d'échantillonnage excède 43 unités par 100 ml d'eau dans plus de 10 % des échantillons. Ces normes sont basées sur un taux de dilution des matières fécales produites quo-

tidiennement par un humain dans 2,27 x 108 litres d'eau (USDHHS, 1995). Sur la base de ces résultats, des recommandations sont formulées quant à la classification du secteur. Ainsi, un secteur qui rencontre les normes bactériologiques est classifié « approuvé » et la cueillette de mollusques y est permise à l'année longue. Un secteur qui dépasse les normes bactériologiques à certaines périodes de l'année est classifié « approuvé conditionnellement »; la cueillette y est interdite durant les périodes endémiques de contamination. Finalement, un secteur qui dépasse les normes bactériologiques est classifié « fermé » et la cueillette y est prohibée à l'année longue. La classification des secteurs coquilliers est révisée périodiquement, c'est-à-dire chaque année, aux trois ans ou aux six ans (CAPQ, 1990). En 1999, pour les 46 secteurs évalués sur la rive nord de l'estuaire maritime du Saint-Laurent, le nombre de secteurs « approuvés », « approuvés conditionnellement » et « fermés » étaient respectivement 19, 7 et 20 (Environnement Canada, 2000).

La qualité des mollusques cueillis à des fins commerciales fait également l'objet d'évaluation dans les usines de transformation de fruits de mer. La surveillance est assurée par l'Agence Canadienne d'Inspection des Aliments (ACIA) et par le Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). Durant les périodes de production, quelques échantillons de chair de mollusques sont prélevés et analysés en laboratoire afin d'en évaluer la qualité bactériologique. L'indicateur le plus fréquemment utilisé pour évaluer la salubrité des mollusques est *Escherichia coli*; la détermination du compte bactérien total et le dénombrement de *Staphylococcus aureus* sont occasionnellement réalisés. Les critères de qualité ayant trait au dénombrement d'*E. coli* dans les mollusques utilisés par les divers ministères varient de 230 à 1000 unités par 100 grammes de chair. La vente ou la mise en marché de mollusques où le nombre d'*E. coli* excède ces critères est interdite (USDHHS, 1995).

1.4 UTILITÉ ET CARACTÉRISTIQUES DES INDICATEURS DE CONTAMINATION FÉCALE

L'emploi d'indicateurs constitue une pratique courante dans les campagnes de surveillance des eaux et des aliments. Une telle pratique permet d'estimer d'une manière relativement simple

et peu onéreuse la probabilité que les eaux ou les aliments soient contaminés par des micro-organismes pathogènes. L'efficacité du recours aux indicateurs dépend toutefois de leur validité et de la précision des méthodes analytiques employées. En adaptant la définition élaborée par la *National Academy of Science*, on peut retenir comme indicateur valide de la salubrité des mollusques et des eaux coquillières un micro-organisme possédant la majorité sinon toutes les caractéristiques suivantes (NAS, 1977) :

- Utilisable dans tous les types d'eaux coquillières (douce, saumâtre et salée);
- Présent dans les mollusques et les eaux coquillières contaminés par des micro-organismes pathogènes;
- Présent en nombre corrélé avec le degré de contamination fécale des mollusques et des eaux coquillières;
- Présent dans les mollusques et les eaux contaminés en plus grand nombre que les micro-organismes pathogènes;
- Incapable de proliférer dans les mollusques et les eaux coquillières;
- Survit aussi longtemps que les micro-organismes pathogènes dans les eaux coquillières et les mollusques;
- Absent dans les mollusques et les eaux coquillières non contaminés par des micro-organismes pathogènes;
- Facile à détecter par des méthodes analytiques simples et précises;
- Inoffensif pour les êtres humains et les animaux.

Trois de ces caractéristiques apparaissent particulièrement importantes dans une optique conjointe de protection de la santé publique et de maintien de l'exploitation commerciale des mollusques dans la région. En effet, il est primordial que le ou les indicateurs utilisés soient **sensibles** (présents dans les mollusques et les eaux contaminés par des pathogènes), **spécifiques** (absents des mollusques et des eaux coquillières non contaminés par des pathogènes) et **faciles à détecter** par des méthodes analytiques simples, précises et peu onéreuses. C'est donc à partir de ces éléments, ainsi que de l'estimation de leur valeur prédictive, que la validité des divers indicateurs sera évaluée ici.

CHAPITRE II

HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS DE RECHERCHE

CHAPITRE II

HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS DE RECHERCHE

2.1 HYPOTHÈSES DE RECHERCHE

Deux hypothèses de recherche sont proposées dans le cadre de ce projet. La première vise à expliquer l'absence apparente d'*E. coli* dans les homogénats de myes analysés lors du projet précédent (Tremblay *et al.*, 1999). L'hypothèse formulée est la suivante :

> *Escherichia coli et les coliformes fécaux ne sont pas suffisamment sensibles pour constituer des indicateurs valides de la contamination fécale des mollusques et des eaux coquillières de la rive nord de l'estuaire maritime.*

Bien que l'absence apparente d'*E. coli* dans les myes puisse être attribuable à l'emploi de méthodes analytiques peu sensibles, les données disponibles dans la littérature tendent à démontrer que l'absence de cette bactérie dans les mollusques analysés serait due à son faible taux de survie dans un milieu marin comme l'estuaire maritime. Par exemple, Metcalf (1977) indiquait que l'inactivation de plus de 90 % des bactéries de type coliforme est réalisée en quelques heures en milieu marin; à l'inverse, l'inactivation de 90 % des virus entériques n'est atteinte qu'après plusieurs jours. De même, dans une revue portant sur la qualité des eaux de baignade, le Comité canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE, 1995) concluait que les coliformes fécaux meurent rapidement en milieu marin et que, par conséquent, ils ne constitueraient pas des indicateurs fiables de contamination fécale dans un tel environnement.

La première hypothèse de recherche suggère donc que les indicateurs bactériens actuellement utilisés pour la surveillance de la contamination fécale des mollusques et des eaux coquillières ne sont pas suffisamment sensibles dans un milieu marin comme l'estuaire maritime.

Ainsi, l'absence apparente ou réelle d'*E. coli* et des coliformes fécaux dans les mollusques ne serait pas une indication fiable de l'absence de bactéries, de virus et de protozoaires pathogènes.

En outre, l'hypothèse avancée suggère que la classification des secteurs coquilliers de l'aire d'étude sur la base du dénombrement des coliformes fécaux dans les eaux coquillières n'est pas suffisante pour limiter les expositions à risque pour la santé publique. En effet, en raison du manque de sensibilité des ces bactéries indicatrices, on peut craindre que plusieurs sites contaminés restent ouverts à la cueillette. Les travaux de divers auteurs supportent cette hypothèse.

Par exemple, Gerba et ses collègues (1979) ont démontré l'inaptitude des indicateurs bactériens utilisés dans la surveillance des eaux coquillières à représenter la contamination des mollusques par des entérovirus. Après avoir analysé des données provenant de diverses études menées dans le Golfe du Mexique, ces auteurs concluaient que des entérovirus étaient couramment détectés dans les eaux coquillières rencontrant les normes bactériologiques du PSEC et que ces dernières ne reflétaient pas la présence en milieu marin de ces virus et possiblement d'autres micro-organismes pathogènes. De même, en utilisant un modèle d'infection de type rotavirus, Rose et Sobsey (1993) ont estimé à 50 % la probabilité d'être infecté par un virus entérique lors de la consommation de 60 grammes de chair de mollusques crus provenant d'un secteur coquillier classifié comme étant approuvé.

La seconde hypothèse de recherche découle d'une étude réalisée par la firme Jean Béland et Associés en 1989 et peut être formulée comme suit :

> *Les conditions environnementales peuvent exercer une influence marquée sur le dénombrement et la validité des divers indicateurs dans les eaux coquillières de la rive nord de l'estuaire maritime.*

L'étude de Jean Béland et Associés inc. (1989) avait notamment révélé que le dénombrement de coliformes fécaux dans les eaux coquillières était grandement influencé par les conditions environnementales rencontrées aux diverses stations d'échantillonnage utilisées. Ainsi, l'étude avait démontré que le nombre de coliformes fécaux détectés dans les eaux est influencé d'une manière plus ou moins marquée en fonction des facteurs physico-chimiques, météorologiques et hydrologiques comme la température de l'eau, la salinité, la durée quotidienne d'ensoleillement, les précipitations totales, la vitesse des vents, l'amplitude de la marée et les températures ambiantes maximale et minimale. Selon cette étude, le principal facteur influant sur le dénombrement de coliformes fécaux dans les eaux coquillières est la température de l'eau. En effet, ce facteur expliquait à lui seul entre 26 et 40 % de la variance du nombre de coliformes fécaux détectés (résultat obtenu suite à une analyse par régression multiple par étape).

La seconde hypothèse de recherche suggère donc que les conditions environnementales prévalant dans les secteurs coquilliers influencent le dénombrement des indicateurs et, possiblement, leur efficacité à démontrer l'existence d'une contamination fécale des mollusques.

2.2 OBJECTIFS DE RECHERCHE

L'objectif principal de cette étude est de générer de l'information sur les micro-organismes pouvant constituer des indicateurs valides de la contamination fécale des mollusques et des eaux coquillières de la rive nord de l'estuaire maritime. Plus spécifiquement, cette étude cherche à évaluer la validité de divers micro-organismes en tant qu'indicateurs de la contamination des mollusques bivalves et des eaux coquillières par des bactéries et des protozoaires pathogènes pour l'être humain.

Elle tente également d'évaluer l'influence de divers paramètres environnementaux (conditions physico-chimiques, météorologiques et hydrologiques) sur la présence et l'abondance des micro-organismes indicateurs dans les eaux coquillières.

Ultimement, cette étude vise à réduire l'exposition de la population à des microbes pathogènes par l'entremise de la consommation de mollusques bivalves contaminés et ainsi à réduire les risques de toxi-infection et d'intoxication alimentaire associés à une telle pratique. Considérant que la cueillette de mollusques est une activité très populaire auprès des Nord-Côtiers et que certaines espèces de mollusques bivalves vivant dans l'aire d'étude sont commercialisées et exportées à l'extérieur de la région, de la province et du pays, la population qui bénéficiera de l'atteinte de cet objectif peut s'avérer très importante.

CHAPITRE III

MÉTHODOLOGIE

CHAPITRE III

MÉTHODOLOGIE

La méthodologie implique, premièrement, le prélèvement et l'analyse microbiologique de myes communes et d'eaux coquillières, deuxièmement, la mesure de paramètres physico-chimiques d'eaux coquillières et, troisièmement, l'utilisation de données météorologiques. Les sections suivantes présentent (i) les indicateurs et les pathogènes sélectionnés pour cette étude, (ii) la méthode de sélection des stations d'échantillonnage, (iii) les périodes et la fréquence de l'échantillonnage, (iv) la stratégie d'échantillonnage des myes, des eaux coquillières et des paramètres physico-chimiques des eaux coquillières, (v) le transport des échantillons, (vi) l'analyse des prélèvements en laboratoire et (vii) le traitement des données.

3.1 INDICATEURS ET PATHOGÈNES SÉLECTIONNÉS POUR CETTE ÉTUDE

Les micro-organismes sélectionnés à titre d'indicateurs potentiels sont les suivants :

- *Escherichia coli*
- Coliformes fécaux
- Coliphages mâles
- Coliphages somatiques
- Entérocoques
- *Clostridium perfringens*

Ces micro-organismes ont été sélectionnés à titre d'indicateurs potentiels sur la base des données disponibles dans la littérature. Ils figurent en effet parmi les organismes les plus couramment utilisés en tant qu'indicateurs de contamination fécale de l'eau de consommation et des eaux de baignade ou encore parmi ceux faisant actuellement l'objet de recherche dans ce domaine. La sélection de ces micro-organismes repose également sur les résultats obtenus lors d'un projet de recherche sur les risques associés à la consommation de mollusques (Tremblay *et al.*, 1999), ainsi que sur la connaissance des diverses sources de contamination fécale présentes

dans l'aire d'étude. La validité de ces indicateurs potentiels sera évaluée en comparant les résultats d'analyse avec ceux obtenus pour les bactéries et protozoaires pathogènes suivants :

- *Salmonella* sp.
- *Campylobacter* sp
- *Giardia* sp
- *Cryptosporidium parvum*

La sélection de ces pathogènes est basée sur les données disponibles dans la littérature qui les identifient comme des microbes couramment rencontrés dans les mollusques. On a également tenu compte des résultats obtenus lors du premier projet (ibid.) ainsi que des données disponibles dans le fichier des maladies à déclaration obligatoire (MADO) pour la région de la Côte-Nord (la salmonellose et la giardiase figurant parmi les maladies entériques les plus fréquemment rapportées dans la région).

3.2 STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE

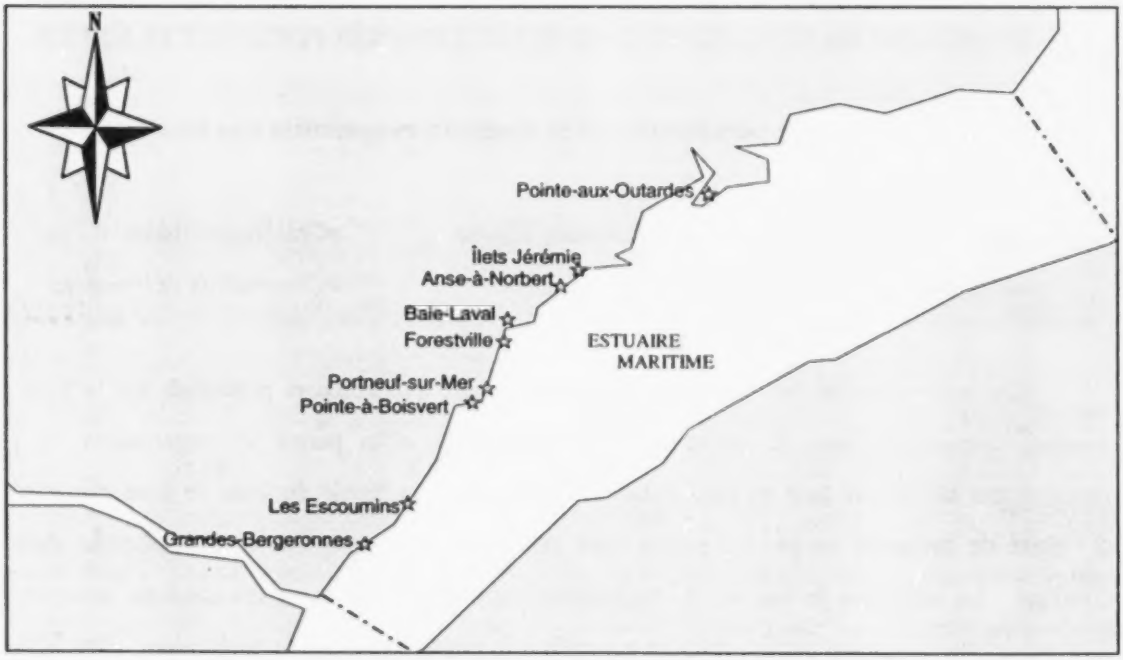


Figure 3.1 Carte de l'estuaire maritime du Saint-Laurent avec la localisation géographique des neuf stations d'échantillonnage de myes

Neuf stations (figure 3.1) ont été sélectionnées pour les fins d'échantillonnage de myes communes. Ces stations sont situées sur la rive nord de l'estuaire maritime du Saint-Laurent, plus précisément à Pointe-aux-Outardes, Anse-à-Norbert, Îlets Jérémie, Baie-Laval, Forestville, Portneuf-sur-Mer, Pointe-à-Boisvert, Les Escoumins et Grandes-Bergeronnes. Chacune d'elles constitue une aire géographique relativement homogène quant à la contamination fécale susceptible de contaminer les mollusques qui s'y trouvent. La sélection de ces stations est basée sur les trois critères suivants : 1) Abondance relative des myes communes; 2) Données historiques de contamination fécale colligées dans le cadre du PSEC; et 3) Source(s) de contamination fécale des mollusques et des eaux coquillières présente(s).

Ainsi, en plus de contenir un nombre suffisant de myes communes pour en permettre l'échantillonnage, la majorité des stations sélectionnées sont des zones contaminées d'une manière endémique par des déchets d'origine fécale. Une station considérée comme relativement peu contaminée, soit l'Anse-à-Norbert, a par ailleurs été choisie à titre de secteur « témoin ». Considérant qu'un indicateur valide de salubrité ou de contamination doit être utilisable dans tout secteur coquillier faisant l'objet d'une surveillance, les stations sont représentatives de l'éventail des conditions de contamination fécale rencontrées sur la rive nord de l'estuaire maritime. En effet, elles appartiennent tant à des secteurs de cueillette approuvés qu'à des secteurs approuvés conditionnellement ou fermés et ont été choisies en fonction de diverses sources de contamination (tableau 3.1). Des cartes de chacune des neuf stations d'échantillonnage illustrant les zones de prélèvement des mollusques sont présentées à l'annexe A.

Les prélèvements et les mesures des paramètres physico-chimiques d'eaux coquillières ont uniquement été réalisés à Baie-Laval (figure 3.1), dans le secteur situé près de l'embouchure du ruisseau Jean-Raymond (figure 3.2). Le choix de se restreindre à un seul site d'échantillonnage a été dicté par des raisons pratiques (disponibilité d'un bateau, rationalisation des coûts). Baie-Laval est située à 2 km à l'est de Forestville; elle est relativement fermée et se vide presque entièrement de ses eaux à marée basse. Ses trois sources principales de contamination sont la rivière Laval, les habitations situées sur la berge et le ruisseau Jean-Raymond (Jean Béland et Associés inc., 1989). Par ailleurs, il existe déjà, pour cette station, des données sur la relation entre les paramètres physico-chimiques et la qualité microbiologique de l'eau (ibid.).

Tableau 3.1 Localisation, numéro d'identification, classification et sources de pollution des secteurs sélectionnés

Localisation du secteur	Numéro du secteur	Classification en 1999	Principales sources de pollution
Pointe-aux-Outardes	N-6.1	approuvé	- systèmes septiques résidentiels - eaux usées des municipalités avoisinantes via la Rivière-aux-Outardes - mammifères marins
Anse-à-Norbert (secteur témoin)	N-4.4.2	approuvé	- systèmes septiques résidentiels - colonies d'oiseaux - Rivière Colombier
Îlets Jérémie	N-4.5.2	approuvé conditionnel	- systèmes septiques résidentiels - colonies d'oiseaux
Baie-Laval	N-4.1.1.2	fermé	- systèmes septiques résidentiels - systèmes septiques résidentiels via le Ruisseau Jean-Raymond et la Rivière Laval
Forestville	N-3.3	fermé	- Rivière Sault-au-Cochon - eaux usées traitées de Forestville - colonies d'oiseaux
Portneuf-sur Mer	N-3.2.4	fermé	- systèmes septiques résidentiels - émissaires d'eaux usées non traitées
Pointe-à-Boisvert	N-3.2.1	approuvé	- systèmes septiques résidentiels - pollution agricole
Baie des Escoumins	N-2.1	fermé	- eaux usées non traitées - émissaire d'usine de transformation de produits marins
Baie des Grandes-Bergeronnes	N-1.2.1	fermé	-eaux usées non traitées via la Rivière Grandes-Bergeronnes

3.3 PÉRIODE ET FRÉQUENCE D'ÉCHANTILLONNAGE

La saison d'échantillonnage des myes communes et des eaux coquillières a couvert une période légèrement supérieure à trois mois, à savoir la fin du mois de juin, ainsi que les mois de juillet, août et septembre 1999.

Pour les myes, les rondes d'échantillonnage ont été déterminées en fonction des périodes d'accessibilité des bancs coquilliers sélectionnés, ce qui correspond aux périodes où la marée basse n'excédait pas 1,0 mètre, au port de référence de Pointe-au-Père (Ministère des Pêches et des Océans, 1999). Huit rondes d'échantillonnage ont été réalisées dans chacune des neuf stations sélectionnées. Ainsi, un total de 72 échantillons a été récolté.

Les échantillons d'eau ont été prélevés selon une fréquence de deux par semaine, ce qui a permis d'obtenir un total de 28 échantillons. L'heure d'échantillonnage était fixée en fonction de la marée. En effet, les prélèvements étaient effectués à marée descendante, entre une et deux heures après la marée haute. Cette période a été choisie afin de se rapprocher le plus possible du moment où les mollusques sont accessibles pour la cueillette, tout en permettant la navigation dans la station à l'aide d'une embarcation à faible tirant d'eau. En outre, la marée descendante favorise l'apport de contaminants par les eaux de rivière dans le secteur échantillonné (Jean Béland et Associés inc., 1989).

3.4 STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

Le prélèvement des myes dans chacune des stations a été réalisé d'une manière probabiliste. Plus précisément, l'échantillonnage des mollusques était de type stratifié. La stratification des spécimens a été réalisée d'une manière non proportionnelle, c'est-à-dire que le nombre de mollusques prélevés n'était pas déterminé par la taille de la sous-population. En fait, à chaque ronde d'échantillonnage, un nombre minimal de 55 spécimens ont été prélevés dans chacune des stations afin de permettre la préparation d'un homogénat composé de plus de 450 grammes de chair (un homogénat d'un tel poids est nécessaire aux analyses microbiologiques

réalisées en laboratoire). Bien que les myes soient généralement réparties d'une manière non uniforme dans les secteurs coquilliers, les spécimens ont été récoltés d'une manière systématique en parcourant l'ensemble de la superficie de la station. Ainsi, les myes ont été cueillies à intervalle régulier en partant d'un point de départ choisi aléatoirement à l'intérieur des limites de la station; un nouveau point de départ a été choisi à chaque ronde d'échantillonnage. La cueillette s'effectuait à l'aide d'une pelle et les spécimens étaient déposés dans des sacs en plastique. Des gants stériles ont été portés lors de la manipulation des mollusques afin de prévenir une éventuelle contamination croisée.

Les prélèvements d'eau ont été réalisés depuis une embarcation à faible tirant d'eau. Pour chaque échantillonnage, 18 prélèvements d'eau, de 100 ml chacun, étaient obtenus à intervalle régulier le long de trois transects (figure 3.2). Ces prélèvements étaient recueillis à une profondeur standardisée de 25 centimètres à l'aide d'une bouteille stérile, puis ils étaient vidés dans un récipient également stérile. Ainsi, à chaque échantillonnage, le volume d'eau total atteignait 1,8 L, ce qui garantissait les 1,5 L requis pour les analyses microbiologiques en laboratoire. Par ailleurs, à chacun des dix-huit sites de prélèvements, cinq paramètres physico-chimiques de l'eau ont été enregistrés à l'aide d'une sonde multiparamètre YSI 6600. Il s'agit de la température, la salinité, le pH, l'oxygène dissous et la turbidité.

Les données météorologiques quotidiennes ont été obtenues auprès d'Environnement Canada et du ministère de l'Environnement du Québec. Les paramètres considérés sont la vitesse des vents, les précipitations quotidiennes totales, l'insolation effective et les températures quotidiennes minimale et maximale. Comme il n'existe pas de station météorologique à Forestville, une moyenne journalière a été calculée sur les observations des stations de Grandes-Bergeronnes, Les Buissons, Baie-Comeau, et Rimouski. Dans l'ensemble, les données étaient assez homogènes pour garantir une extrapolation réaliste des conditions météorologiques pour Forestville. Cependant, il n'a pas été possible de déterminer avec fiabilité une direction dominante du vent et ce paramètre a donc été abandonné.

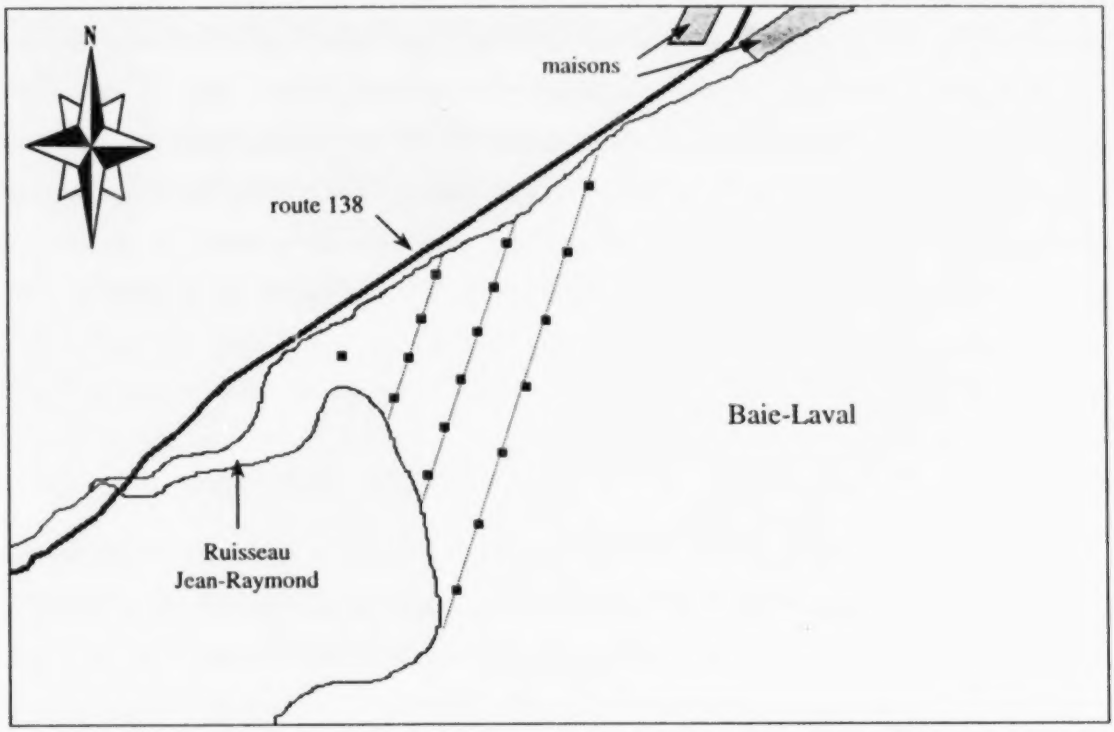


Figure 3.2 Carte de Baie-Laval illustrant les dix-huit points d'échantillonnage de l'eau

3.5 TRANSPORT DES ÉCHANTILLONS

Une fois prélevés dans les stations sélectionnées, les échantillons de mollusques et d'eaux coquillières étaient entreposés temporairement dans des glacières contenant des accumulateurs de froid (icepacks), avant d'être préparés pour le transport vers les laboratoires d'analyses. La réfrigération des échantillons avait pour but de réduire les risques de prolifération bactérienne.

Au CÉGEP de Baie-Comeau, chaque échantillon de myes était rincé à l'eau douce et emballé dans un sac en plastique soigneusement identifié. Les comptoirs et l'évier étaient désinfectés avant la manipulation de chaque échantillon et des gants stériles étaient portés en tout temps. Chaque échantillon d'eau était réparti entre deux pots *Mason* stériles de 0.5 L et 1 L étiquetés (un pot pour chacun des deux laboratoires d'analyses). Par la suite, les échantillons de myes et d'eau étaient déposés dans une glacière et recouverts de cubes de glace. La glacière était alors envoyée par avion de Baie-Comeau vers les laboratoires d'analyses, situés à Québec, moins

de 24 heures après la récolte des échantillons. Ce mode de transport a été choisi pour réduire le délai entre la cueillette et l'analyse en laboratoire des échantillons, délai souvent crucial dans le cadre d'analyses microbiologiques. À ce propos, il faut noter que le délai entre le prélèvement et les analyses d'eau dépasse celui recommandé par le PSEC (6 heures). Des données non publiées ont suggéré que le taux de survie des coliformes diminue lorsque le délai d'analyse augmente (Menon, A., communication personnelle). Cependant, un délai ne dépassant pas 24 heures est considéré comme acceptable lorsque les échantillons sont réfrigérés en dessous de 10 °C (American Public Health Association *et al.*, 1995).

3.6 ANALYSE MICROBIOLOGIQUE DES ÉCHANTILLONS

Au laboratoire, les myes communes provenant d'une station donnée étaient homogénéisées selon une méthode standardisée. L'homogénat était ensuite réparti entre les deux laboratoires soient ceux du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) et du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF), localisés dans le même édifice.

Deux types d'analyses microbiologiques ont été réalisées sur les homogénats de myes, premièrement, la détection et le dénombrement des micro-organismes indicateurs et, deuxièmement, la détection et le dénombrement des micro-organismes pathogènes. Pour des raisons de contraintes de temps d'analyse, il n'a pas été possible d'effectuer la recherche des parasites *Giardia* sp et *Cryptosporidium parvum* sur l'ensemble des échantillons de myes. Ainsi, seules 41 observations sur 72 possèdent des données complètes pour les pathogènes. Pour minimiser la portée de cette décision, la recherche des parasites a été privilégiée aux sites où leur présence était la plus probable, mis à part le site « témoin » de l'Anse-à-Norbert. En ce qui concerne l'eau, seule la détection et le dénombrement des micro-organismes indicateurs ont été effectués.

Les méthodes d'analyse utilisées sont présentées ci-dessous. Il faut préciser que les méthodes utilisées pour la détection et le dénombrement des coliformes fécaux et de *E. coli* ne sont pas celles utilisées dans le cadre du programme canadien de contrôle de salubrité des

mollusques (méthode de fermentation à tubes multiples, avec estimation du nombre le plus probable (NPP), sur milieu A-1 ou tryptose-lauryl). Cependant, les méthodes utilisées dans la présente étude ont été validées par rapport à la méthode NPP et sont couramment appliquées par le MAPAQ dans le cadre de contrôles de salubrité des mollusques (Cardinal, P., communication personnelle).

- Numération des bactéries aérobies mésophiles : Manuel du CUMAIRA MMC-1 (Décembre 1992). Cahier de méthodes ISO, 01-M-180.
- Détection et dénombrement de *E. coli* sur milieu TBX : Fiche technique, Oxoid, Culture media Tryptone Bile X-glucoronide Medium (TBX). Unipath Limited. Cahier de méthodes ISO, 01-M-104.
- Détection des coliformes fécaux par la méthode VRB : Cahier de méthodes ISO 01-M-130.
- Recherche des Campylobacter thermophiles : Manuel des méthodes de salubrité des viandes, version 4.0 révisée en mars 1996. Cahier de méthodes ISO, 01-M-060.
- Détection des Campylobacter thermotolérants (*C. coli*, *C. lari*, *C. jejuni*) par PCR : Rapid and sensitive detection of Campylobacter spp. in chicken products by using the polymerase chain reaction, Giesendorf, B.A. *et al.*, 1992. Appl. Environ. Microbiol. 58 (12): 3804-3808. Cahier de méthodes ISO 01-M-062.
- Recherche et identification des salmonelles : Manuel du CUMAIRA, MMC-4. Cahier de méthodes ISO, 01-M-210.
- Détection des bactériophages mâles F-RNA spécifiques : Cahier de méthodes ISO, 01-M-120. A method for the enumeration of male-specific bacteriophages in sewage, Havelaar, A.H., Hogeboom, W.M., 1984. J. Appl. Bacteriol., 56: 439-447.
- Détection et numération des entérocoques : Cahier de méthodes ISO, 01-M-240. Compendium for the microbiological examination of foods, 3rd edition, 1992. Oxoid, the manual, 6th edition, 1990.
- Détection et numération des coliphages somatiques : sur gélose trypticase de soya modifiée (MTSA) contenant une solution de chlorure de 2,3,5-triphényl-tétrazolum (TTC) 1 % et une culture de *E. coli*, souche ATCC 13706. Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th edition, 1995. 9 211 D.

- Recherche des parasites *Giardia* sp et *C. parvum* : examen microscopique des échantillons concentrés et purifiés puis colorés à l'aide d'anticorps monoclonaux fluorescents (voir annexe B).

3.7 TRAITEMENT DES DONNÉES

3.7.1 ÉVALUATION DE LA VALIDITÉ DES INDICATEURS POTENTIELS

Pour les fins d'analyse statistique, les résultats des analyses microbiologiques obtenus pour chacune des stations et lors de chaque ronde d'échantillonnage ont été traités collectivement. Ainsi, le calcul des divers paramètres d'évaluation a été basé sur un nombre de 72 observations provenant de plus de 3 960 myes communes obtenues dans neuf stations lors de huit rondes d'échantillonnage. Lorsque les pathogènes étaient regroupés, le nombre d'observations utilisées était de 41.

L'évaluation de la validité des indicateurs potentiels a été basée sur les méthodes utilisées en épidémiologie pour déterminer la validité des tests diagnostiques. En effet, nous avons appliqué le calcul de la sensibilité, de la spécificité et de la valeur prédictive. En adaptant aux fins du présent projet les définitions épidémiologiques, on peut définir ces trois paramètres de la manière suivante (Bernard et Lapointe, 1987) :

•Sensibilité :	Estimation de la probabilité que l'indicateur soit présent lorsque des micro-organismes pathogènes sont présents dans le milieu analysé;
•Spécificité :	Estimation de la probabilité que l'indicateur soit absent lorsque des micro-organismes pathogènes sont absents dans le milieu analysé;
•Valeur prédictive positive :	Estimation de la probabilité que les micro-organismes pathogènes sont présents dans le milieu analysé lorsque l'indicateur est détecté.
•Valeur prédictive négative :	Estimation de la probabilité que les micro-organismes pathogènes sont absents dans le milieu analysé lorsque l'indicateur n'est pas détecté.

Le calcul de la sensibilité, de la spécificité et des valeurs prédictives de chaque indicateur potentiel a été réalisé à l'aide de la matrice d'analyse présentée au tableau 3.2. Pour ces calculs, les pathogènes ont été utilisés collectivement. En conséquence, l'échantillon était considéré comme contaminé lorsqu'au moins un des pathogènes était détecté.

Tableau 3.2 Matrice d'analyse pour les calculs de sensibilité, spécificité et valeurs prédictives des indicateurs

	Pathogènes détectés	**Pathogènes non détectés**
Indicateur détecté	A	B
Indicateur non détecté	C	D

où :

sensibilité = A / (A + C)
spécificité = D / (B + D)
valeur prédictive positive = A / (A + B)
valeur prédictive négative = D / (C + D)

Parallèlement, une analyse des correspondances a été réalisée pour comparer les patrons de présence/absence des indicateurs potentiels et des pathogènes. Cette analyse a été choisie, car elle permet de décrire les associations entre des données multivariées qualitatives. Elle offre comme avantage de pouvoir résumer graphiquement les relations entre les variables. Pour ce faire, le tableau de contingence des observations croisées entre chaque indicateur potentiel et chacun des pathogènes a été dressé. À partir de ce tableau l'analyse des correspondances a été effectuée. Les probabilités conditionnelles et inconditionnelles ont été calculées et comparées pour mettre en évidence les correspondances, ou associations, entre les variables. Ces résultats ont aidé à l'interprétation du graphique généré par l'analyse des correspondances. Le graphique résume sur un plan les relations entre l'ensemble des variables. Pour cette raison, il ne peut pas illustrer toute l'information. La quantité d'information décrite par chacun des axes et la qualité de la représentation des variables ont été évaluées.

L'analyse des correspondances est une méthode d'ordination. Elle préserve dans l'espace factoriel la distance euclidienne entre des profils de probabilités conditionnelles pondérées. La

matrice des probabilités conditionnelles est calculée à partir du tableau de contingence de deux descripteurs disposés en lignes (i) et en colonnes (k). Dans la matrice des probabilités conditionnelles, la fréquence des observations pour chacune des lignes est distribuée entre les différentes colonnes. Ainsi, la somme de chaque ligne vaut 1. Par ailleurs, à chaque colonne correspond une probabilité inconditionnelle qui représente la fréquence de la somme des observations de la colonne considérée sur l'ensemble des observations (N). Il y a correspondance lorsque la probabilité conditionnelle d'une observation est supérieure à la probabilité inconditionnelle, c'est-à-dire lorsque la probabilité conditionnelle est plus grande que ne le laisserait supposer l'hypothèse d'une distribution indépendante des deux descripteurs (Legendre et Legendre, 1979).

3.7.2 COMPARAISON DES DISTRIBUTIONS SPATIALE ET TEMPORELLE DES MICRO-ORGANISMES (INDICATEURS ET PATHOGÈNES)

Les patrons de présence/absence des différents micro-organismes ont été comparés entre les sites d'échantillonnage et entre les rondes d'échantillonnage au moyen de deux analyses des correspondances distinctes. Ces deux analyses ont été réalisées à partir des tableaux de contingence des observations croisées entre les micro-organismes et les sites, pour la première, et entre les micro-organismes et les rondes, pour la seconde. Dans les deux cas, les probabilités conditionnelles et inconditionnelles ont été calculées et comparées.

3.7.3 ÉVALUATION DE L'INFLUENCE DES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX SUR LA VARIABILITÉ DES INDICATEURS POTENTIELS DANS L'EAU

L'étude de l'influence des paramètres physico-chimiques et météorologiques sur le dénombrement des indicateurs dans les eaux coquillières a été réalisée à l'aide d'une analyse en composantes principales (ACP). L'analyse des correspondances a été choisie, car elle permet de décrire la variabilité de données multivariées quantitatives.

L'ACP est une méthode d'analyse multivariée qui permet de résumer, en espace réduit, la plupart de la variation d'un ensemble de données multivarié. Les composantes principales (CP) sont des fonctions linéaires des variables originales et expliquent la majeure partie de leur variabilité. Les composantes principales sont orthogonales entre elles et sont extraites séquentiellement à partir de la matrice de corrélation. Chacune des composantes représente la variation maximale orthogonale à celles qui la précèdent. La première composante (CP1) est la combinaison linéaire qui explique le maximum de variance. Géométriquement, elle correspond à la direction de l'axe le plus long à travers le nuage de points multidimensionnel. La variance résiduelle résumée par les composantes subséquentes est de plus en plus faible. C'est pourquoi, les deux ou trois premières composantes suffisent souvent à décrire la plupart de la variabilité totale.

Pour chaque échantillon, les données microbiologiques, la moyenne des dix-huit mesures physico-chimiques effectuées *in situ* et les paramètres météorologiques du jour et de la veille de chaque échantillonnage ont été utilisés dans l'ACP. Au préalable, deux transformations ont été nécessaires. Premièrement, les données microbiologiques ont été remplacées par leurs valeurs logarithmiques pour normaliser leur distribution. Deuxièmement, toutes les valeurs ont été centrées et réduites. Les corrélations entre les différents paramètres ont été calculées, puis testées au moyen d'un test de Student aux seuils de 1 ‰, 5 ‰ et 5 % avec n-2 degrés de liberté.

CHAPITRE IV

RÉSULTATS

CHAPITRE IV

RÉSULTATS

4.1 FRÉQUENCES DE DÉTECTION DES MICRO-ORGANISMES DANS LES MYES

4.1.1 FRÉQUENCE DE DÉTECTION DES PATHOGÈNES

Tableau 4.1 Fréquence de détection des pathogènes dans les myes pour l'ensemble des stations d'échantillonnage

Pathogènes	Fréquence de détection (%)	Étendue du nombred'unités détectées / 100 g	Limites de détection / 100 g	N
Cryptosporidium parvum	70,7	2 - 19	1	41
***Giardia* sp**	63,4	1 - 32	1	41
***Campylobacter* sp**	47,2	n.d.	4	72
***Salmonella* sp**	1,4	n.d.	4	72
Pathogènes groupés	90,2			41

n. d. : données non disponibles

Les fréquences de détection des pathogènes dans les myes pour l'ensemble des échantillons sont présentées dans le tableau 4.1 et illustrées à la figure 4.1. Dans l'ensemble, la contamination des échantillons de myes par les pathogènes est importante, puisque 90,2 % des échantillons sont contaminés par au moins une des classes de pathogènes. Les parasites *C. parvum* et *Giardia* sp sont détectés chacun dans environ deux tiers des échantillons. La fréquence de détection de *Campylobacter* sp atteint près de 50 %, tandis que la contamination des échantillons par les salmonelles est minime (1,4 %).

La comparaison entre les stations indique que les pathogènes, mis à part les salmonelles (détectées une seule fois à Les Escoumins), sont présents dans tous les sites d'échantillonnage

(figure 4.1). La recherche de *Giardia* sp et de *C. parvum* n'a pas été réalisée au site de Pointe-à-Boisvert et a été effectuée sur un seul échantillon au site de Pointe-aux-Outardes. Pour cette raison, l'absence de *Giardia* sp et de *C. parvum* à Pointe-à-Boisvert, de même que l'absence de *Giardia* sp et une unique détection de *C. parvum* à Pointe-aux-Outardes, n'impliquent pas forcément une absence réelle des ces micro-organismes à ces deux sites.

4.1.2 FRÉQUENCE DE DÉTECTION DES INDICATEURS POTENTIELS

Les fréquences de détection des indicateurs potentiels dans les myes pour l'ensemble des échantillons sont présentées dans le tableau 4.2 et illustrées à la figure 4.1. Il faut souligner que la comparaison des fréquences est uniquement valable entre les indicateurs caractérisés par le même seuil de détection. Ainsi, les coliphages somatiques sont plus souvent détectés (84,7 %) que les coliphages mâles (55,6 %). Les entérocoques sont présents dans 37,5 % des échantillons, tandis que les fréquences de détection des coliformes fécaux et de *E. coli* atteignent respectivement 20,8 % et 13,9 %. *Clostridium perfringens* n'est quant à lui détecté que dans 2,8 % des cas. La faible détection de *C. perfringens* découle très certainement du manque de sensibilité de la méthode d'analyse utilisée (limite de détection = 10^4 unités par 100 g).

Tableau 4.2 Fréquence de détection des indicateurs potentiels dans les myes pour l'ensemble des stations d'échantillonnage (N=72)

Indicateurs potentiels	Fréquence de détection (%)	Étendue du nombred'unités détectées / 100 g	Limites de détection / 100 g
Coliphages somatiques	84,7	$1 - 2{,}1 \cdot 10^2$	1
Coliphages mâles	55,6	$2 - >2{,}2 \cdot 10^2$	1
Entérocoques	37,5	$10^3 - 1{,}8 \cdot 10^5$	10^3
Coliformes fécaux	20,8	$10^3 - 5 \cdot 10^4$	10^3
Escherichia coli	13,9	$10^3 - 8{,}9 \cdot 10^3$	10^3
Clostridium perfringens	2,8	10^4	10^4

Les indicateurs potentiels les plus fréquemment détectés (coliphages somatiques, coliphages mâles et entérocoques) sont présents à tous les sites d'échantillonnage. À l'opposé, *E. coli* et les coliformes fécaux, qui affichent de faibles fréquences de détection, sont surtout retrouvés aux sites de Les Escoumins et de Grandes-Bergeronnes. Ces deux stations sont les plus contaminées en terme de fréquence totale de détection (figure 4.1) et en terme d'abondance totale des micro-organismes recherchés dans cette étude. (annexe C)

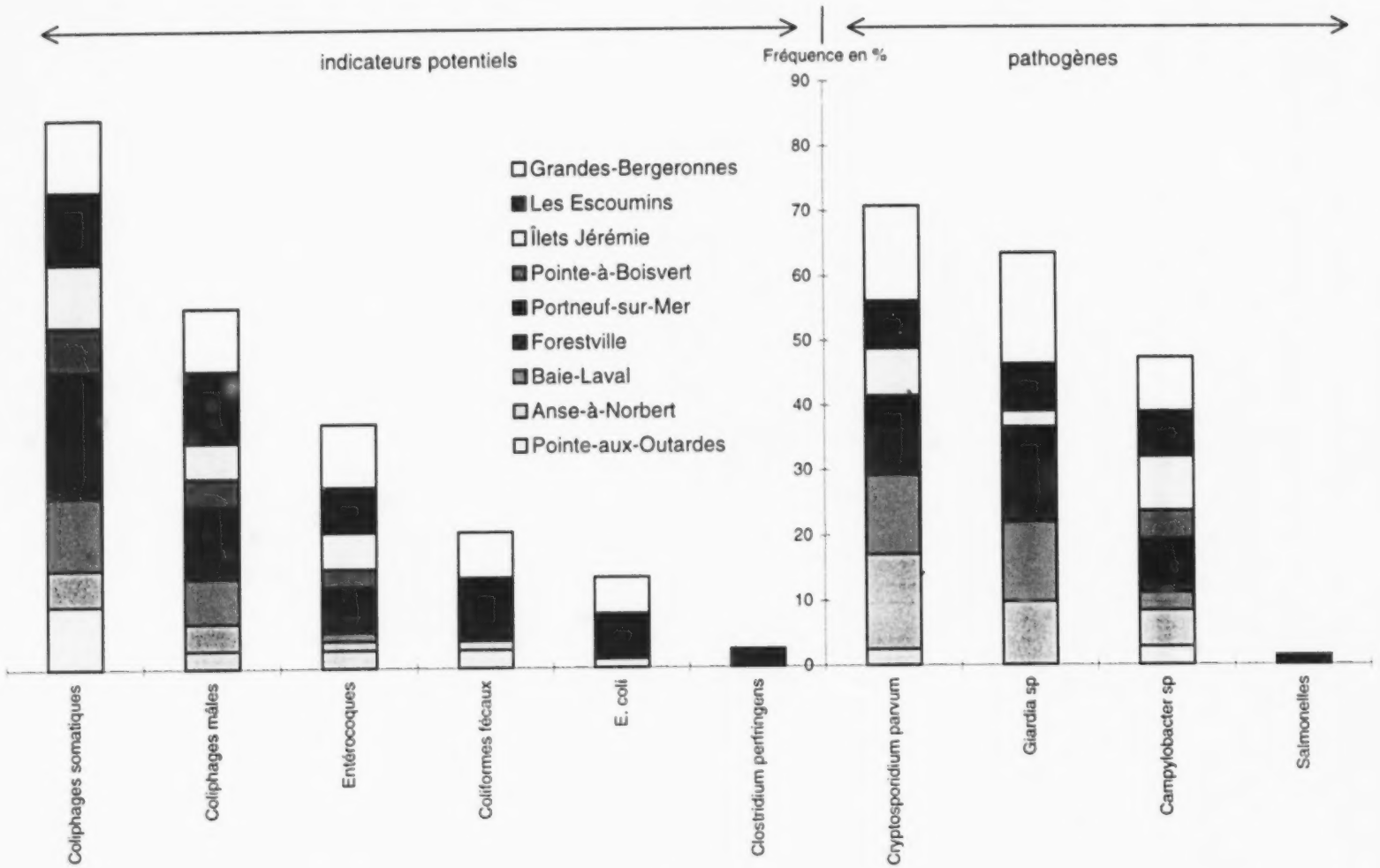


Figure 4.1 Fréquences de détection des micro-organismes dans les myes avec distribution des fréquences par site d'échantillonnage

4.2 SENSIBILITÉ, SPÉCIFICITÉ ET VALEURS PRÉDICTIVES DES INDICATEURS POTENTIELS POUR L'ENSEMBLE DES PATHOGÈNES DANS LES MYES

Sur les 41 échantillons pour lesquels la recherche des quatre pathogènes a été effectuée, 37 sont contaminés par au moins une espèce de pathogène. Les salmonelles ne sont détectées qu'une seule fois, alors que *Giardia* sp, *C. parvum* et *Campylobacter* sp sont présents 26, 29 et 34 fois, respectivement.

Tableau 4.3 Sensibilité, spécificité et valeurs prédictives positive et négative des indicateurs potentiels pour l'ensemble des pathogènes (n=41)

Indicateur potentiel	Sensibilité %	Spécificité %	Valeur prédictive positive %	Valeur prédictive négative %
Coliphages somatiques	91,9	50,0	94,4	40,0
Coliphages mâles	59,5	25,0	88,0	6,3
Entérocoques	35,1	50,0	86,7	7,7
Coliformes fécaux	24,3	100,0	100,0	12,5
E. coli	16,2	100,0	100,0	11,4
C. perfringens	2,7	100,0	100,0	10,0

Les coliphages somatiques affichent la plus grande sensibilité, avec 91,9 %, et une spécificité de 50 %. Les coliphages mâles sont moitié moins spécifiques (25 %) et présentent une sensibilité de 59,5 %. La sensibilité des entérocoques atteint 35,1 % et leur spécificité égale celle des coliphages somatiques (50 %). La spécificité des coliformes fécaux, de *E. coli* et de *C. perfringens* est maximale (100 %), mais leur sensibilité demeure inférieure à 25 %. La valeur prédictive positive des différents indicateurs potentiels est supérieure à 86 %. Leur valeur prédictive négative avoisine les 10 %, sauf pour les coliphages somatiques pour lesquels elle atteint 40 %. (Les matrices d'analyse utilisées pour ces calculs sont présentées à l'annexe D).

4.3 ANALYSES DES CORRESPONDANCES ENTRE DIFFÉRENTES CARACTÉRISTIQUES ASSOCIÉES AUX MYES

Malgré de très faibles fréquences de détection, ce qui diminue leur intérêt dans le contexte de cette étude, *C. perfringens* et les salmonelles ont été retenus pour analyse à titre indicatif et pour illustrer leur singularité.

4.3.1 ANALYSE DES CORRESPONDANCES ENTRE LES INDICATEURS POTENTIELS ET LES PATHOGÈNES

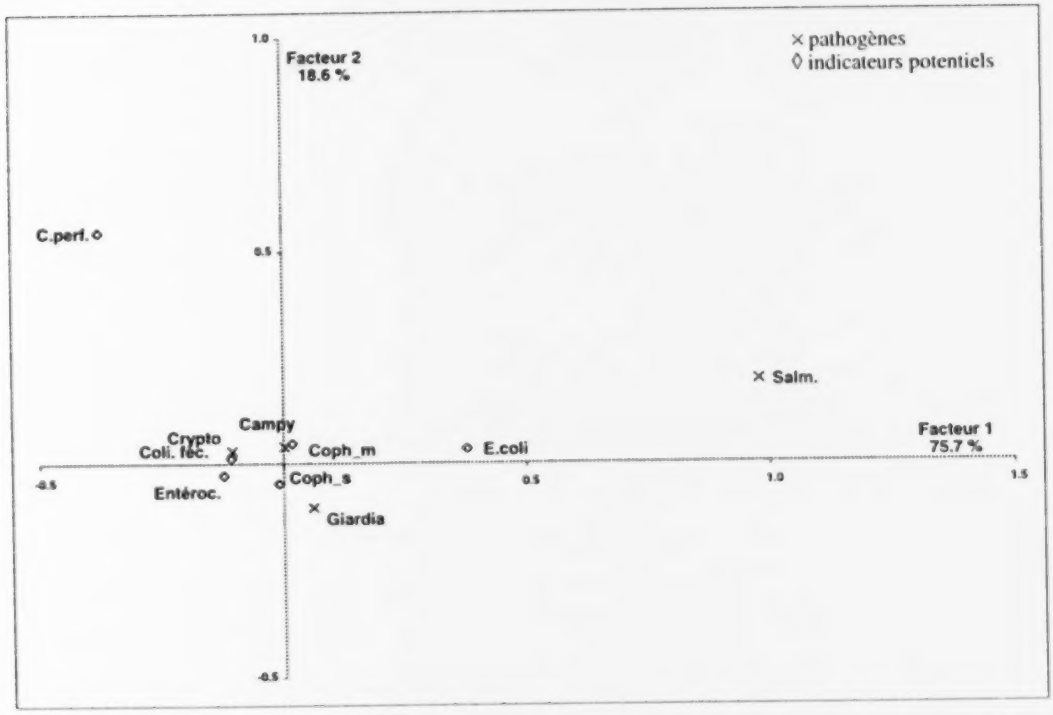


Figure 4.2 Projection des coordonnées des indicateurs potentiels et des pathogènes sur les deux premiers facteurs de l'analyse des correspondances

Les deux premiers facteurs résument, respectivement, 75,7 % et 18,6 % de la variance totale, ce qui représente une variance cumulée de 94,3 %. Ces deux facteurs décrivent les rela-

tions entre les différents micro-organismes avec une qualité supérieure à 83 %, mis à part pour les coliformes fécaux et *Campylobacter* sp, dont la qualité n'atteint que 57 % et 54 %. La position de ces deux variables se situe sur un axe perpendiculaire au plan défini par les deux premiers facteurs.

Les salmonelles se démarquent nettement sur le premier facteur, tandis que *C. perfringens* se singularise sur le deuxième facteur. Les autres micro-organismes sont regroupés autour de l'origine, mis à part *E. coli* qui occupe une position intermédiaire entre ceux-ci et les salmonelles.

Tableau 4.4 Tableau de contingence avec probabilités conditionnelles (P_c) des indicateurs potentiels en fonction des pathogènes

	Salmonelles P_i=0,014		***Giardia* sp** P_i=0,282		***C. parvum*** P_i=0,310		***Campylobacter* sp** P_i=0,394		**Total**
	n	P_c	**n**	P_c	**n**	P_c	**n**	P_c	**n**
Coliphages somatiques	1	0,012	25	**0,301 ***	26	**0,313 ***	31	0,373	83
Coliphages mâles	1	**0,019 ***	14	0,264	17	**0,321 ***	21	**0,396 ***	53
Entérocoques	0	0,000	10	0,278	12	**0,333 ***	14	0,389	36
Coliformes fécaux	0	0,000	6	0,261	7	0,304	10	**0,435 ***	23
E. coli	1	**0,053 ***	6	**0,316 ***	4	0,211	8	**0,421 ***	19
C. perfringens	0	0,000	0	0,000	1	**0,500 ***	1	**0,500 ***	2
Total	3		61		67		85		216

n : effectif des observations croisées entre les indicateurs potentiels et les pathogènes
***** correspondance (lorsque $P_c > P_i$, avec $P_c = P_{conditionnelle}$ et $P_i = P_{inconditionnelle}$)

Les probabilités conditionnelles indiquent qu'aucun indicateur potentiel ne possède de correspondance avec l'ensemble des pathogènes (tableau 4.4). Toutefois, en faisant abstraction de *C. perfringens* et des salmonelles, il ressort qu'à chaque pathogène correspond deux ou trois indicateurs. Pour *C. parvum* (P_i=0,310) il s'agit des coliphages somatiques (P_c=0,313), des coliphages mâles (P_c=0,321) et des entérocoques (P_c=0,333). Pour *Giardia* sp (P_i=0,282), il s'agit des coliphages somatiques (P_c=0,301) et de *E. coli* (P_c=0,316). Finalement, pour *Campylobacter* sp (P_i=0,394), il s'agit des coliphages mâles (P_c=0.396), de *E. coli* (P_c=0,421) et des coliformes fécaux (P_c=0,435).

4.3.2 ANALYSE DES CORRESPONDANCES ENTRE LES MICRO-ORGANISMES (INDICATEURS ET PATHOGÈNES) ET LES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE

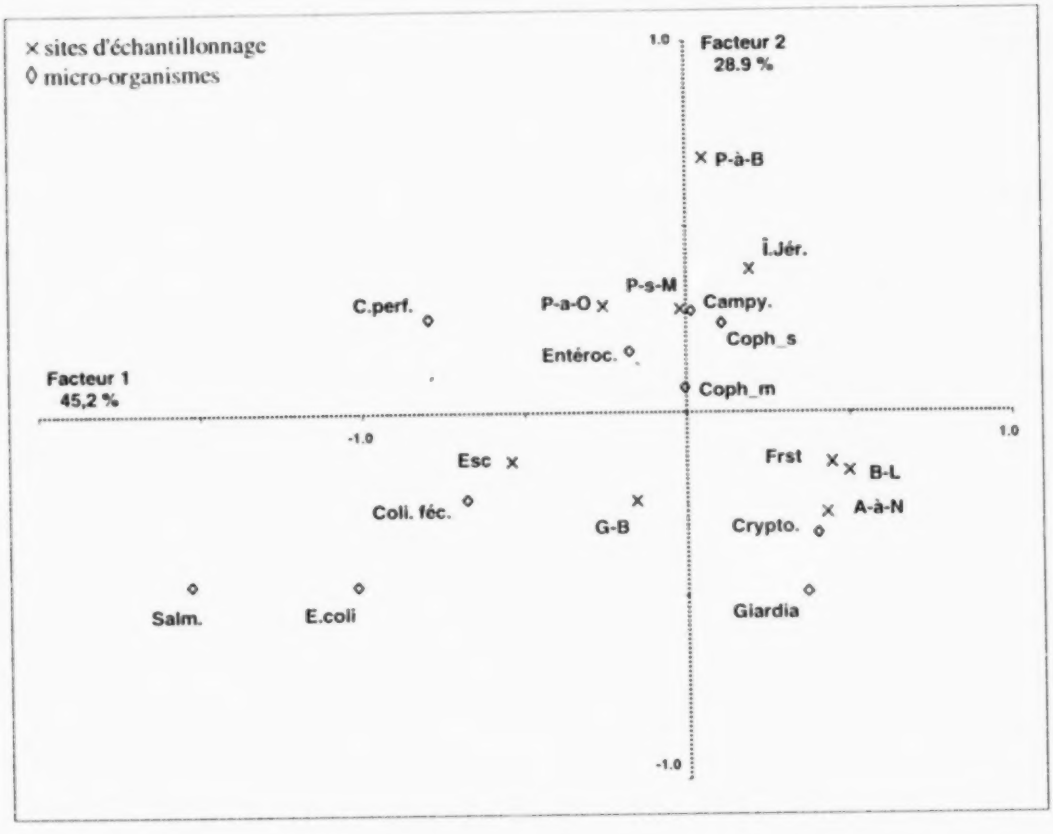


Figure 4.3 Projection des coordonnées des micro-organismes (indicateurs et pathogènes) et des sites d'échantillonnage sur les deux premiers facteurs de l'analyse des correspondances

Les deux premiers facteurs résument, respectivement, 45,2 % et 28,9 % de la variance totale, ce qui représente une variance cumulée de 74,1 %. La qualité de la représentation de plusieurs micro-organismes et sites d'échantillonnage par ces deux facteurs est inférieure à 50 %. Il s'agit des coliphages mâles, de *C. perfringens*, des entérocoques et de *Campylobacter* sp, pour les micro-organismes, et de Pointe-aux-Outardes et Portneuf-sur-Mer, pour les sites. Leur position se situe sur un axe perpendiculaire aux deux premiers facteurs.

Les sites de Grandes-Bergeronnes et des Escoumins affichent la plus grosse charge de micro-organismes en terme de fréquence de détection, tandis que Pointe-aux-Outardes et Pointe-à-Boisvert ressortent comme les sites les moins contaminés (tableau 4.5). Il faut toutefois rappeler que la recherche de *C. parvum* et de *Giardia* sp n'a pas été réalisée à ces stations, à l'exception d'un échantillon à Pointe-aux-Outardes.

E. coli et les coliformes fécaux se retrouvent en majorité aux sites de Les Escoumins (P_c=0,500 et P_c=0,333 contre P_i=0,180) et de Grandes-Bergeronnes (P_c=0,400 et P_c=0,333 contre P_i=0,204).

Les sites de Forestville (P_i=0,078), Anse-à-Norbert (P_i=0,094), Baie-Laval (P_i=0,106) et Grandes-Bergeronnes (P_i=0,204) sont prioritairement associés à *C.parvum* avec des probabilités conditionnelles respectives de 0,103, 0,207, 0,172 et 0,207, ainsi qu'à *Giardia* sp avec des probabilités conditionnelles respectives de 0,154, 0,154, 0,192 et 0,269.

Les sites d'Îlets Jérémie (P_i=0,102) et de Portneuf-sur-Mer (P_i=0,114), suivis de Anse-à-Norbert (Pi=0,094) et de Pointe-à-Boisvert (P_i=0,053), sont associés à *Campylobacter* sp dont les probabilités conditionnelles sont, respectivement, 0,176, 0,147, 0,118 et 0,088.

Tableau 4.5 Tableau de contingence avec probabilités conditionnelles (P_c) des indicateurs et des pathogènes en fonction des sites d'échantillonnage

	P-a-O P_i=0,069		A-à-N P_i=0,094		B-L P_i=0,106		Frstv P_i=0,078		P-s-M P_i=0,114		P-à-B P_i=0,053		I.Jér P_i=0,102		Esc P_i=0,180		G-B P_i=0,204		Total
	n	P_c	n	P_c	n	P_c	n	P_c	n	P_c	n	P_c	n	P_c	n	P_c	n	P_c	n
E. coli	1	**0,100***	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000	5	**0,500***	4	**0,400***	10
Coliformes fécaux	2	**0,133***	1	0,067	0	0,000	0	0,000	2	**0,133***	0	0,000	0	0,000	5	**0,333***	5	**0,333***	15
Coliphages mâles	2	0,050	3	0,075	5	**0,125***	3	0,075	5	**0,125***	3	**0,075***	4	0,100	8	**0,200***	7	0,175	40
Coliphages somatiques	7	**0,115***	4	0,066	8	**0,131***	6	**0,098***	8	**0,131***	5	**0,082***	7	**0,115***	8	0,131	8	0,131	61
C. perfringens	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000	1	**0,500***	0	0,000	0	0,000	1	**0,500***	0	0,000	2
Entérocoques	2	**0,074***	1	0,037	1	0,037	2	0,074	3	0,111	2	**0,074***	4	**0,148***	5	**0,185***	7	**0,259***	27
C. parvum	1	0,034	6	**0,207***	5	**0,172***	3	**0,103***	2	0,069	0	0,000	3	**0,103***	3	0,103	6	**0,207***	29
Giardia **sp**	0	0,000	4	**0,154***	5	**0,192***	4	**0,154***	2	0,077	0	0,000	1	0,038	3	0,115	7	**0,269***	26
Salmonelles	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000	1	**1,000***	0	0,000	1
Campylobacter **sp**	2	0,059	4	**0,118***	2	0,059	1	0,029	5	**0,147***	3	**0,088***	6	**0,176***	5	0,147	6	0,176	34
Total	17		23		26		19		28		13		25		44		50		245

n : effectif des observations croisées entre les micro-organismes et les sites d'échantillonnage

* correspondance (lorsque $P_c > P_i$, avec $P_c = P_{conditionnelle}$ et $P_i = P_{inconditionnelle}$)

4.3.3 ANALYSE DES CORRESPONDANCES ENTRE LES MICRO-ORGANISMES (INDICATEURS ET PATHOGÈNES) ET LES RONDES D'ÉCHANTILLONNAGE

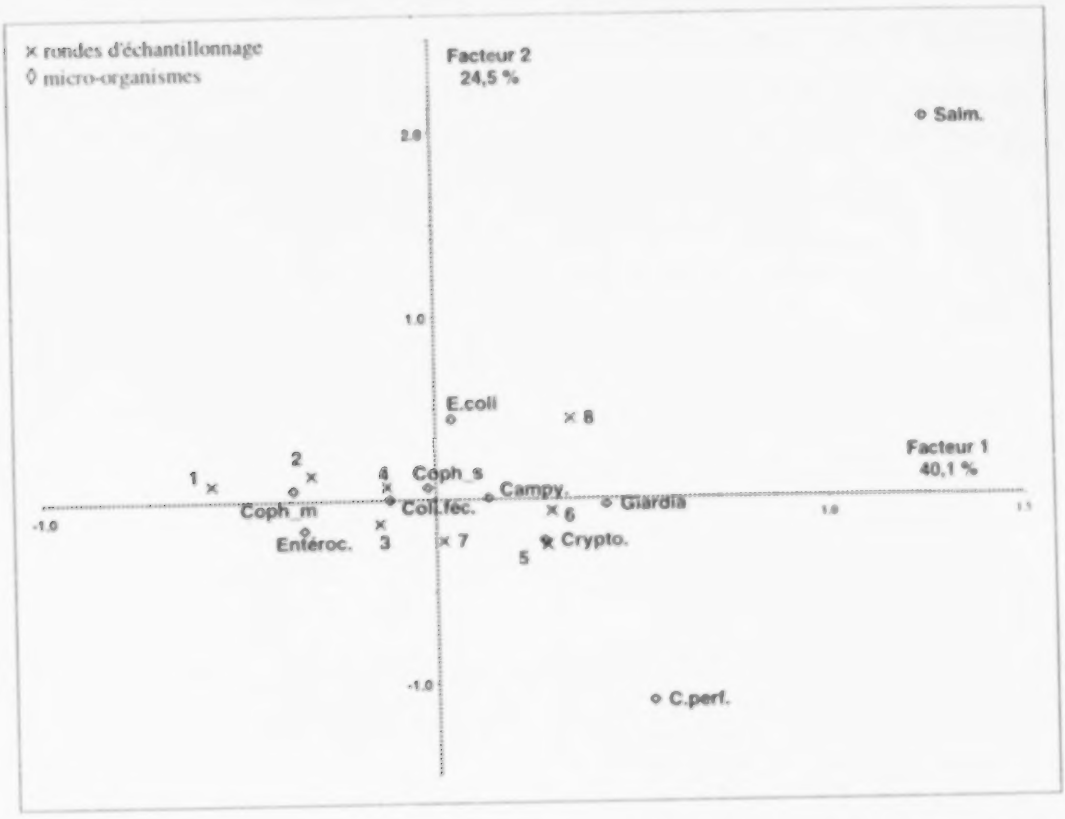


Figure 4.4 Projection des coordonnées des micro-organismes (indicateurs et pathogènes) et des rondes d'échantillonnage sur les deux premiers facteurs de l'analyse des correspondances

Les deux premiers facteurs résument, respectivement, 40,1 % et 24,5 % de la variance totale, ce qui représente une variance cumulée de 64,6 %. La qualité de la représentation des rondes 3, 4 et 7 par les deux premiers facteurs est inférieure à 50 %. Pour les micro-organismes, seuls les coliformes fécaux et les coliphages somatiques sont représentés de façon médiocre, avec un pourcentage inférieur à 20. Leur position se situe sur un axe perpendiculaire aux deux premiers facteurs.

Le premier facteur représente la variation temporelle avec les quatre premières rondes (fin juin à mi-août) situées à gauche de l'origine et les quatre dernières rondes (mi-août à fin septembre) localisées à droite (figure 4.4). Or, les quatre pathogènes sont situés à droite de l'origine. Ainsi, ils sont prioritairement associés aux quatre dernières rondes d'échantillonnage. Toutefois, le tableau des probabilités conditionnelles indique que les rondes 3 et 4 (fin juillet à mi-août) sont également associées à la présence de pathogènes (tableau 4.6).

Tableau 4.6 Tableau de contingence avec probabilités conditionnelles (P_c) des indicateurs et des pathogènes en fonction des rondes d'échantillonnage

	ronde 1 P_i=0,073		ronde 2 P_i=0,106		ronde 3 P_i=0,147		ronde 4 P_i=0,159		ronde 5 P_i=0,127		ronde 6 P_i=0,118		ronde 7 P_i=0,143		ronde 8 P_i=0,127		Total
	n	P_c	n	P_c	n	P_c	n	P_c	n	P_c	n	P_c	n	P_c	n	P_c	n
E. coli	0	0,000	2	**0,200***	1	0,100	3	**0,300***	1	0,100	1	0,100	0	0,000	2	**0,200***	10
Coliformes fécaux	1	0,067	2	**0,133***	2	0,133	4	**0,267***	2	**0,133***	2	**0,133***	1	0,067	1	0,067	15
Coliphages mâles	5	**0,125***	6	**0,150***	7	**0,175***	7	**0,175***	2	0,050	2	0,050	7	**0,175***	4	0,100	40
Coliphages somatiques	7	**0,115***	6	0,098	7	0,115	8	0,131	7	0,115	8	**0,131***	9	**0,148***	9	**0,148***	61
C. perfringens	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000	1	**0,500***	0	0,000	1	**0,500***	0	0,000	2
Entérocoques	3	**0,111***	4	**0,148***	6	**0,222***	4	0,148	3	0,111	2	0,074	4	**0,148***	1	0,037	27
C. parvum	0	0,000	1	0,034	6	**0,207***	5	**0,172***	5	**0,172***	5	**0,172***	4	0,138	3	0,103	29
Giardia **sp**	0	0,000	2	0,077	3	0,115	2	0,077	4	**0,154***	5	**0,192***	5	**0,192***	5	**0,192***	26
Salmonelles	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000	1	**1,000***	1
Campylobacter **sp**	2	0,059	3	0,088	4	0,118	6	**0,176***	6	**0,176***	4	**0,118***	4	0,118	5	**0,147***	34
Total	18		26		36		39		31		29		35		31		245

n : effectif des observations croisées entre les micro-organismes et les rondes d'échantillonnage

*** correspondance (lorsque $P_c > P_i$, avec $P_c = P_{conditionnelle}$ et $P_i = P_{inconditionnelle}$)**

4.4 RÉSULTATS AU SITE DE BAIE-LAVAL

4.4.1 DÉTECTION DES INDICATEURS POTENTIELS ET DES PATHOGÈNES DANS LES MYES

Le patron des fréquences de détection des différents micro-organismes dans les myes de Baie-Laval (tableau 4.7) s'apparente à celui calculé pour l'ensemble des stations (tableaux 4.1 et 4.2). Il faut toutefois souligner l'absence totale de *E. coli*, des coliformes fécaux et de *C. perfringens*, de même que la présence systématique des coliphages somatiques. Par ailleurs, il apparaît que tous les échantillons sont contaminés par au moins une des classes de pathogènes (Tableau 4.7). Rappelons que Baie-Laval est un site fermé à la cueillette.

Tableau 4.7 Fréquence de détection des indicateurs et des pathogènes dans les myes de la station Baie-Laval (N=8)

Micro-organismes	Fréquence de détection (%)	Étendue du nombred'unités détectées / 100 g	Limites de détection / 100 g
Coliphages somatiques	100,0	6 - 140	1
Coliphages mâles	62,5	60 - 282	1
Entérocoques	12,5	$2,6 \cdot 10^4$	10^3
Escherichia coli	0,0	-	10^3
Coliformes fécaux	0,0	-	10^3
Clostridium perfringens	0,0	-	10^1
Cryptosporidium parvum	62,5	3 - 8	1
***Giardia* sp**	62,5	3 - 6	1
***Campylobacter* sp**	25,0	n.d.	4
***Salmonella* sp**	0,0	-	4
Pathogènes groupés	100,0		

n. d. : données non disponibles

4.4.2 DÉTECTION DES INDICATEURS POTENTIELS DANS L'EAU

Les indicateurs potentiels les plus fréquemment détectés dans l'eau de Baie-Laval sont les coliphages somatiques (96,4 %), suivis des coliformes fécaux (78,6 %), de *E. coli* (75 %), puis des entérocoques (57,1 %). Les coliphages mâles et *Clostridium perfringens*, qui ont des seuils de détection 10 et 100 fois plus élevés que les autres indicateurs, sont détectés dans 14,3 % et 10,7 % des cas, respectivement (Tableau 4.8).

Tableau 4.8 Fréquence de détection des indicateurs potentiels dans l'eau de Baie-Laval (N=28)

Indicateurs potentiels	Fréquence de détection (%)	Étendue du nombred'unités détectées / 100 ml	Limites de détection / 100 ml
Coliphages somatiques	96,4	1 - 34	1
Coliformes fécaux	78,6	1 - 77	1
Escherichia coli	75,0	1 - 77	1
Entérocoques	57,1	1 - 86	1
Coliphages mâles	14,3	40 – 60	10
Clostridium perfringens	10,7	100 – 500	100

4.4.3 PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU

Les données concernant les paramètres physico-chimiques de l'eau sont présentées à l'annexe E.

La température moyenne de l'eau (TEMP) oscille entre 7 et 21 °C, avec une majorité des valeurs comprises entre 9 et 15 °C. Les échantillons E-1 (fin juin), E-2 (fin juin), E-17 (fin août) et E-22 (début septembre) présentent les plus hautes valeurs.

La salinité (SAL) est le paramètre qui montre la plus grande amplitude de variation. La plupart des échantillons possèdent des valeurs comprises entre 17 et 28 ppt. Les variations les

plus importantes d'un échantillon à l'autre sont observées au début du mois d'août et au mois de septembre, où l'échantillon E-25 se démarque nettement avec une salinité de 5 ppt.

L'eau est saturée en oxygène avec des concentrations d'oxygène dissous (O_2) qui varient entre 9,05 et 20,51 mg/L. La tendance générale sur l'ensemble de la campagne d'échantillonnage suit la forme d'une cloche; les maxima étant enregistrés pendant le mois d'août.

Le pH présente peu de variations d'un échantillon à l'autre, avec des valeurs comprises en majorité entre 7,50 et 7,76. Toutefois, deux échantillons se distinguent des autres avec des valeurs de 7,25 (E-20) et 7,31 (E-25).

La turbidité (TURB) oscille principalement entre 2,2 et 9,2 NTU. Deux échantillons présentent des valeurs plus importantes; il s'agit de E-27 (12,9 NTU) et E-9 (20,1 NTU).

4.4.4 PARAMÈTRES MÉTÉOROLOGIQUES LORS DES ÉCHANTILLONNAGES D'EAU

Suite à une première analyse, il est ressorti qu'il n'y avait pas de différences significatives entre les conditions météorologiques du jour et de la veille de l'échantillonnage. Pour cette raison, les données couvrant les 48 heures précédant l'échantillonnage ont été regroupées. Ainsi, pour les valeurs de température et de vitesse, des moyennes sur 48 heures ont été calculées; les valeurs d'insolation et de précipitations ont été additionnées pour les mêmes 48 heures. Ces données sont présentées à l'annexe F.

Il ressort que les températures quotidiennes minimale (TMIN48) et maximale (TMAX48) suivent un patron de variation similaire, avec des maxima situés à la fin juin, à la mi-juillet et au début et à la fin du mois d'août. Les températures quotidiennes minimales oscillent entre 4,8 °C et 15,4 °C. Les températures quotidiennes maximales varient entre 14,3 °C et 27,1 °C.

Les précipitations totales (P48) présentent des valeurs comprises entre 0 et 17,4 mm. Quatre épisodes de pluie plus intense se démarquent sur l'ensemble de la durée de l'échantillonnage. Ils ont lieu au début et à la fin juillet, à la mi-août et dans la première moitié du mois de septembre.

L'insolation effective (I48) est maximale à la mi-juillet et au début septembre, avec des valeurs approximant 25 heures. La plupart des valeurs oscillent entre 10 et 22 heures. Quant à la vitesse moyenne des vents (VV48), elle oscille entre 5,5 et 21,2 km/h.

4.4.5 ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES SUR LES VARIABLES MICROBIOLOGIQUES ET PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU ET LES PARAMÈTRES MÉTÉOROLOGIQUES

Les trois premières composantes principales (CP1, CP2 et CP3) expliquent, respectivement, 27,1 %, 15,8 % et 15,4 % de la variance totale, ce qui correspond à une variance cumulée de 58,3 %. La projection des variables en fonction de leurs coordonnées sur les trois premières composantes principales est illustrée à la figure 4.5.

Les corrélations entre les variables sont présentées dans le tableau 4.9. Plusieurs d'entre elles sont significatives à des seuils de probabilité de 1 ‰, 5 ‰ ou 5 %, pour des fréquences de 21, 24, 27 ou 28 observations.

Les coliphages mâles sont corrélés positivement avec l'oxygène dissous et les précipitations ($P<0,05$). Par ailleurs, les corrélations deux à deux entre *E. coli*, les coliformes fécaux et les entérocoques sont positives et significatives ($P<0,001$). De plus, ces trois micro-organismes sont corrélés positivement avec la turbidité ($P<0,005$) et négativement avec la salinité ($P<0,005$ pour *E. coli* et les coliformes; $P<0,05$ pour les entérocoques). Les coliformes ($P<0,05$) et les entérocoques ($P<0,001$) sont également corrélés négativement avec la température maximum de l'air. En outre, les entérocoques sont corrélés négativement avec la température minimum de l'air ($P<0,005$). Quant aux coliphages somatiques et à *C. perfringens*, ils ne sont corrélés avec aucune variable de façon significative ($P>0,05$).

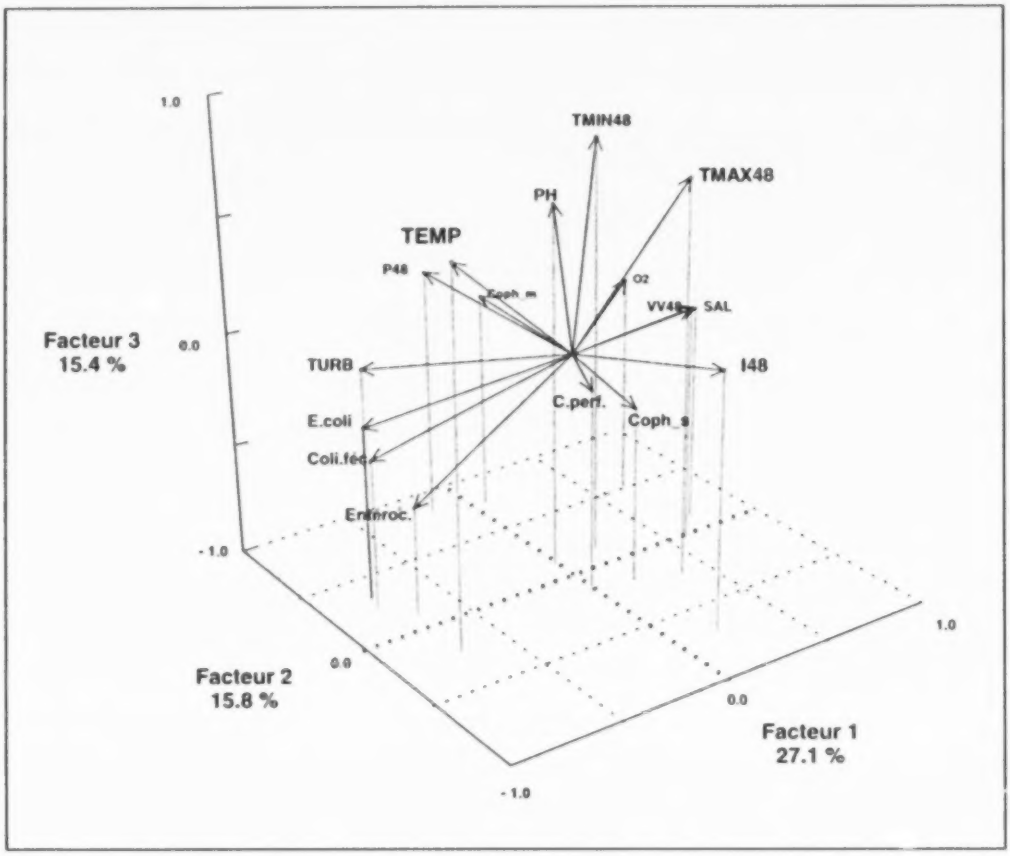


Figure 4.5 Projection des variables décrivant les caractéristiques microbiologiques et physico-chimiques de l'eau et les conditions météorologiques en fonction de leurs coordonnées sur les trois premières composantes principales de l'ACP

Il existe des corrélations significatives entre les variables physico-chimiques de l'eau et les données météorologiques. En effet, la température de l'eau est corrélée négativement avec la salinité ($P<0,005$), ainsi qu'avec l'oxygène dissous et la vitesse du vent ($P<0,05$). De plus, la turbidité est corrélée positivement avec les précipitations ($P<0,05$) et négativement avec l'oxygène dissous ($P<0,05$). En outre, l'insolation effective est corrélée négativement avec les précipitations ($P<0,005$) et positivement avec la température maximum de l'air ($P<0,05$). Enfin, cette dernière est également corrélée positivement avec la température minimum de l'air ($P<0,001$) et la vitesse du vent ($P<0,05$).

Tableau 4.9 Corrélations entre les variables microbiologiques et physico-chimiques de l'eau et les paramètres météorologiques

	E. coli	Coliformes fécaux	Coliphages mâles	Coliphages somatiques	*C. perfringens*	Entérocoques	Température de l'eau	Salinité
E. coli	1,000							
Coliformes fécaux	**0,963** $^{***}_{a}$	1,000						
Coliphages mâles	0,225	0,197	1,000					
Coliphages somatiques	0,085	0,046	-0,085	1,000				
C. perfringens	-0,031	0,154	-0,115	0,102	1,000			
Entérocoques	**0,627** $^{***}_{a}$	**0,741** $^{***}_{a}$	0,143	-0,124	0,279	1,000		
Température de l'eau	0,250	0,226	-0,233	-0,269	0,010	0,054	1,000	
Salinité	**-0,585** $^{**}_{a}$	**-0,575** $^{**}_{a}$	0,067	0,085	0,076	**-0,396** $^{*}_{a}$	**-0,592** $^{**}_{b}$	1,000
Oxygène dissous	-0,290	-0,283	**0,518** $^{*}_{d}$	0,006	0,049	-0,404	**-0,516** $^{*}_{d}$	0,385
pH	-0,266	-0,244	0,072	-0,312	0,158	-0,134	0,325	0,199
Turbidité	**0,650** $^{**}_{c}$	**0,642** $^{**}_{c}$	0,216	-0,268	0,005	**0,613** $^{**}_{c}$	0,402	-0,343
Insolation effective	-0,343	-0,280	-0,185	0,189	0,134	-0,181	-0,006	-0,029
Précipitations totales	0,329	0,242	**0,463** $^{*}_{a}$	-0,037	-0,106	0,076	-0,017	-0,009
Température min. de l'air	-0,149	-0,293	0,124	0,090	-0,057	**-0,525** $^{**}_{a}$	0,251	0,114
Température max. de l'air	-0,347	**-0,435** $^{*}_{a}$	-0,073	0,166	0,046	**-0,617** $^{***}_{a}$	0,173	0,198
Vitesse moy. du vent	-0,332	-0,344	0,000	-0,065	0,179	-0,348	**-0,476** $^{*}_{b}$	0,324

*** P<0,001; ** P<0,005; * P<0,05; a : n=28; b : n=27; c : n=24; d : n=21

Tableau 4.9 suite

	Oxygène dissous	pH	Turbidité	Insolation effective	Précipitations totales	Température min. de l'air	Température max. de l'air	Vitesse moy. du vent
Oxygène dissous	1,000							
pH	0,112	1,000						
Turbidité	**-0,445** $^{*}_{d}$	0,108	1,000					
Insolation effective	-0,139	0,039	-0,204	1,000				
Précipitations totales	0,205	0,105	**0,481** $^{*}_{c}$	**-0,602** $^{**}_{a}$	1,000			
Température min. de l'air	0,212	0,276	-0,201	0,011	0,188	1,000		
Température max. de l'air	0,112	0,175	-0,313	**0,464** $^{*}_{a}$	-0,187	**0,810** $^{***}_{a}$	1,000	
Vitesse moy. du vent	0,336	-0,080	-0,234	0,347	-0,019	0,222	**0,444** $^{*}_{a}$	1,000

*** P<0,001; ** P<0,005; * P<0,05; a : n=28; b : n=27; c : n=24; d : n=21

CHAPITRE V

DISCUSSION

CHAPITRE V

DISCUSSION

CHAPITRE V

DISCUSSION

5.1 ÉTAT DE LA CONTAMINATION DES MYES PAR LES PATHOGÈNES : RISQUES POUR LA SANTÉ

Il ressort que 90,2 % des échantillons sont contaminés par au moins un des quatre pathogènes sélectionnés pour cette étude. Ce pourcentage est nettement supérieur aux résultats obtenus par Tremblay *et al.* (1999), soit 23 %. Cette différence découle certainement du fait que, dans notre cas, une plus grande proportion des sites d'échantillonnage (66 %) était constituée de secteurs fermés à la cueillette. De plus, les pathogènes recherchés n'étaient pas les mêmes lors des deux études. Entre autres, contrairement à nous, Tremblay *et al.* (1999) n'ont pas évalué de façon systématique la présence de *C.parvum* et de *Giardia* sp.

Il faut mentionner que la fréquence de détection de *C. parvum* a pu être légèrement surévaluée en raison des limites de la méthode d'identification. Ces limites sont dictées par la petite taille du parasite qui peut éventuellement être confondu avec des micro-algues. Cependant, le risque de surévaluation est faible pour les raisons suivantes. Premièrement, les micro-algues perdent rapidement leur coloration et leur paroi est différente de celle de *C. parvum*. Deuxièmement, la plupart des échantillons étaient déclarés comme contaminés sur la base de plusieurs oocystes et les échantillons pour lesquels le doute était trop grand étaient considérés comme négatifs.

Selon la littérature, *Cryptosporidium* sp et *Giardia* sp sont largement distribués dans l'environnement aquatique (Ongerth et Stibbs, 1987; LeChevallier *et al.*, 1991a; Wallis *et al.*, 1996). Par exemple, l'étude de LeChevallier *et al.* (1991a), menée sur des eaux de surface destinées à une usine de traitement, a révélé que 87 % et 81 % des échantillons étaient respectivement contaminés par *C. parvum* et *Giardia* sp. Les plus forts taux de contamination étaient associés

aux eaux soumises à de la pollution d'origine industrielle, urbaine (égouts) et agricole. Il apparaît également que des mammifères sauvages contribuent à étendre la contamination (Wallis *et al.*, 1996).

C. parvum et *Giardia* sp sont reconnus pour être très résistants aux conditions environnementales, car ils possèdent tous deux un stade de développement enkysté appelé kyste chez *Giardia* sp et oocystes chez *Cryptosporidium* sp. Ces organismes sont capables de survivre longtemps en eaux douces (Casemore, 1990) et en eau salée (Robertson *et al.*, 1992; Fayer *et al.*, 1998; Brown *et al.*, 1999; Tamburrini et Pozio, 1999).

En raison de leur ubiquité et de leur longévité dans l'eau, *Cryptosporidium* sp et *Giardia* sp ont été proposés comme les parasites infectieux les plus susceptibles d'être retrouvés dans les mollusques (Liston, 1994). Nos résultats vont dans le sens de cette hypothèse et confirment que la contamination de mollusques par ces deux parasites a lieu dans des conditions naturelles. Ils indiquent que ce phénomène est répandu et suggèrent éventuellement que la classification des secteurs coquilliers ne rend pas compte de l'état de la contamination des mollusques par ces parasites.

En effet, *C. parvum* et *Giardia* sp sont détectés avec des fréquences respectives de 70,7 % et 63,4 % (tableau 4.1). Ils apparaissent dans les sept sites d'échantillonnage où leur présence a été évaluée. Parmi ces stations, on retrouve l'Anse-à-Norbert, un secteur approuvé pour la cueillette. La contamination par ces deux parasites y est suffisamment fréquente pour être significative selon l'analyse des correspondances (figure 4.3 et tableau 4.5). La recherche de ces parasites n'a pas été réalisée sur les myes provenant des deux autres secteurs ouverts à la cueillette (i.e. Pointe-aux-Outardes et Pointe-à-Boisvert) à l'exception de l'échantillon 1.3 (annexe G.1). Cet échantillon s'est avéré positif pour la présence de *C. parvum*. Il faudrait vérifier si l'exemple de l'Anse-à-Norbert constitue un cas isolé ou si la contamination par *C. parvum* et *Giardia* sp est courante dans les secteurs ouverts à la cueillette. Dans ce dernier cas, il serait bon d'évaluer plus précisément les risques pour la santé associés à la présence des ces parasites.

Cryptosporidium sp et *Giardia* sp sont caractérisés par des doses infectieuses très faibles, comprises entre 10 et 100 organismes, mais il est possible qu'une seule cellule soit suffisante pour déclencher la maladie (Rendtorff, 1978; USFDA, 1992). Or, la présente étude montre que la contamination par *C. parvum* et *Giardia* sp est courante dans les myes de la Côte-Nord et que ces parasites sont présents dans des secteurs ouverts à la cueillette. Par exemple, la consommation d'un repas moyen de myes (environ 410 g selon Tremblay et al., 1999) en provenance de l'Anse-à-Norbert peut exposer le consommateur jusqu'à 78 et 37 organismes de *C. parvum* et *Giardia* sp, respectivement. Ainsi, on peut craindre que la consommation de mollusques en provenance de la Côte-Nord constitue une source d'exposition significative à des parasites qui représentent un risque non négligeable pour la santé des consommateurs, selon le mode de consommation adopté.

Il faut toutefois mentionner que le pouvoir infectieux des kystes et oocystes n'a pas été évalué dans la présente étude. Cependant, des études ont montré que ces deux parasites demeurent infectieux dans de l'eau maintenue à des conditions de température et de salinité comparables à celles rencontrées dans notre étude. Par exemple, des oocystes de *C. parvum* demeuraient infectieux pour des souris après 12 semaines (Fayer *et al.*, 1998). De même, près de la moitié des kystes de *Giardia intestinalis* (la souche humaine de *Giardia* sp) étaient viables après une semaine (Brown *et al.*, 1999). Pour cette raison, la présence de kystes et d'oocystes, telle qu'observée dans la présente étude, est en soi préoccupante en terme de santé publique.

Il faut souligner la présence significative de *C. parvum* et *Giardia* sp au site de Forestville (figure 4.3 et tableau 4.5). Ce secteur se trouve en aval de la station d'épuration des eaux usées de la ville. Ainsi, nos résultats suggèrent que ces deux parasites résistent bien au traitement des eaux usées, ce qui rejoint la littérature (LeChevallier *et al.*, 1991b et références y incluses). Pour cette raison, le traitement des eaux, tel qu'il est pratiqué sur la Côte-Nord, ne saurait constituer une garantie de la salubrité des secteurs coquilliers situés en aval.

Les résultats de la présente étude permettent uniquement de détecter la présence de *Campylobacter* sp, mais ne donnent pas d'information sur l'abondance de cette bactérie, puisque aucun dénombrement n'a été réalisé. Cependant, la dose infectieuse pour *Campylobacter* sp est

faible (de 400 à 500 organismes) (USFDA,1992). Ainsi, la détection de l'espèce *Campylobacter* à tous les sites d'échantillonnage et tout particulièrement sa présence significative aux sites de Anse-à-Norbert et Pointe-à-Boisvert qui sont des secteurs « approuvés pour la cueillette » s'avère préoccupante pour la santé des consommateurs (tableau 4.5). Il serait bon d'évaluer si le risque d'exposition à cette bactérie est acceptable en terme de santé publique. Quant à l'association significative de l'espèce *Campylobacter* aux sites de l'Anse-à-Norbert, Pointe-à-Boisvert, Îlets Jérémie et Portneuf-sur-Mer (tableau 4.5), elle pourrait s'expliquer, en partie, par la présence des colonies d'oiseaux observées dans ces secteurs. En effet, les oiseaux sont considérés comme un des réservoirs de *Campylobacter* sp (Franco, 1988).

Au fil des ans, les progrès des méthodes de laboratoires ont favorisé la détection et l'identification, dans les mollusques, de micro-organismes potentiellement pathogènes. Parallèlement, les recherches sur les indicateurs ont augmenté la capacité à prédire la présence de pathogènes. Cependant, les corrélations entre la présence de ces micro-organismes et l'occurrence de maladies sont encore mal connues. C'est pourquoi, il est difficile d'estimer le risque associé à la présence de pathogènes en l'absence de données épidémiologiques. Malheureusement, ces données sont souvent incomplètes.

La cryptosporidiose n'est pas une maladie à déclaration obligatoire (MADO). Par conséquent, il est difficile d'en évaluer la prévalence dans la population de la Côte-Nord et il est quasiment impossible de déterminer les cas associés à la consommation de mollusques. D'après la U. S. Food and Drug Administration (1992) la prévalence de la maladie en Amérique du Nord atteint 2 % et 80 % de la population a déjà souffert de la maladie (selon les campagnes d'évaluation sérologique). Les épidémies les plus importantes sont associées à la contamination de l'eau.

Quant à la giardiase, elle est la troisième infection intestinale à déclaration obligatoire la plus fréquente sur la Côte-Nord. Parmi les cas recensés (31 pour les années 1994, 1995 et 1996), plusieurs apparaissent au début de l'été et à la mi-automne, périodes qui correspondent aux sai-

sons de pêche et de chasse. Ils pourraient en partie être reliés à la consommation de mollusques (D.S.P., 1997).

En ce qui concerne *Campylobacter* sp, il est reconnu que les principales sources de contamination sont le poulet, le lait et l'eau non chlorée (USFDA, 1992). Cependant, plusieurs cas de campylobactériose associée à la consommation de mollusques ont déjà été répertoriés aux États-Unis (Rippey, 1991, USFDA, 1992). Sur la Côte-Nord, la campylobactériose est la deuxième plus fréquente infection intestinale à déclaration obligatoire, mais la proportion des cas attribuable aux mollusques est difficile à évaluer (D.S.P., 1997).

Les salmonelloses sont les maladies intestinales à déclaration obligatoire les plus fréquentes sur la Côte-Nord (D.S.P., 1997). Les sources exactes de ces infections sont difficiles à déterminer. Cependant, les résultats de la présente étude suggèrent que les mollusques ne constituent pas un vecteur potentiel important de contamination (à moins d'une contamination subséquente). En effet, il est ressorti que seul 1 échantillon sur 72 (1,4 %) était contaminé par des salmonelles (tableau 4.1). Cette valeur est toutefois inférieure à celle de 6,9 % (2/29) établie par Tremblay *et al.* (1999).

Le fort taux de contamination par les pathogènes observé dans les myes (tableau 4.1) et les considérations présentées ci-dessus confirment l'importance d'une cuisson adéquate des mollusques avant consommation. La cuisson est un moyen efficace d'éliminer la majorité des pathogènes potentiellement présents. Malheureusement, il semblerait que l'importance de cette pratique soit trop souvent mal connue par les cueilleurs de mollusques. En effet, l'étude de Tremblay *et al.* (1999) a montré que la majorité des personnes n'est pas consciente du risque microbiologique associé à la consommation de mollusques. Ainsi, bien que 85,2 % des individus ne les consomment qu'après cuisson, une majorité le font sans connaître l'importance de cette pratique pour limiter les risques d'infection. Par exemple, seules 40 % des personnes interrogées connaissaient la présence d'un risque associé à la consommation des mollusques. Parmi elles, seules 2 % impliquaient le rôle de bactéries et de virus et seules 9 % mentionnaient l'importance de la cuisson pour réduire ce risque.

En outre, il semblerait que le mode de cuisson le plus répandu ne soit pas adéquat à une inactivation efficace des divers micro-organismes. En effet, la majorité des consommateurs font cuire les mollusques à la vapeur, dans un tamis placé dans une casserole au-dessus d'une faible quantité de vin ou d'eau. Le temps de cuisson est variable (jusqu'à 30 minutes), mais souvent la cuisson ne dure que quelques minutes, le temps que les coquilles s'entrouvrent (Tremblay *et al.*, 1999). Cette procédure ne permet probablement pas de maintenir une température interne suffisamment élevée (>70 °C) pour garantir une élimination efficace des micro-organismes. Ceci est particulièrement vrai pour les virus. En effet, lorsque les mollusques sont contaminés par des virus *Norwalk* et *Norwalk-like*, il a déjà été observé que le risque de contracter une gastro-entérite n'est pas diminué par la cuisson (Kirkland *et al.*, 1996; McDonnell *et al.*, 1997).

Il est difficile de proposer une procédure standard de cuisson pour réduire à un niveau acceptable l'ensemble des risques infectieux associés à la consommation de mollusques. Néanmoins, bouillir les mollusques directement dans l'eau pendant au moins 5 minutes pourrait être plus adéquat que la méthode à la vapeur pour éliminer la majorité des pathogènes, notamment les bactéries et les parasites. Cette pratique serait d'autant plus acceptable lorsque les mollusques proviennent de sites qui ne sont pas exposés à une contamination fécale d'origine humaine, principale source de virus pathogènes dans les eaux de surface.

Étant donné l'étendue de la contamination des mollusques observée lors de la présente étude, le maintien d'une exploitation sécuritaire de la ressource doit insister sur l'importance d'une cuisson adéquate pour l'élimination des pathogènes. Cependant, connaissant les habitudes des gens et la difficulté de changer les comportements humains malgré une information de qualité, il est quand même important d'avoir à disposition le meilleur indicateur possible. De plus, comme la cuisson ne semble pas toujours efficace pour éliminer les virus, il est impératif de disposer d'un outil permettant de limiter les risques d'exposition de la population à ces pathogènes.

5.2 ÉVALUATION DE LA VALIDITÉ DE *E. COLI*, DES COLIFORMES FÉCAUX ET DES ENTÉROCOQUES COMME INDICATEURS DE CONTAMINATION PATHOGÈNE D'ORIGINE FÉCALE

Il faut tout d'abord préciser que la comparaison des fréquences de détection entre les différents micro-organismes est problématique, car les quantités analysées et les limites de détection varient. Cette situation intervient surtout dans les myes, notamment entre *E. coli*, les coliformes fécaux et les entérocoques (limite de détection = 10^3 UFC/100g) et les parasites (limite de détection = 1 à 4 organismes /100g). Cependant, dans un contexte de protection de la santé, l'enjeu est de déterminer si ces indicateurs, tels qu'ils sont utilisés actuellement, sont aptes à refléter la présence de pathogènes en quantités qui représentent un risque pour la santé lors d'un repas moyen de myes (environ 410 g selon Tremblay *et al.*, 1999).

Présentement, la norme fédérale pour le contrôle sanitaire des secteurs coquilliers est de 230 *E.coli* /100g. La norme du Québec pour la vente et la consommation des mollusques au détail est de 20 *E. coli* /g, ce qui équivaut à 2000 *E. coli* /100g (CUMAIRA, 1995). Tel que mentionné au chapitre 3, le dénombrement de *E. coli* a été réalisé par le laboratoire du MAPAQ qui utilise une méthode dont le seuil de détection est de 10 *E. coli* /g. Ainsi, la présente étude permet seulement une confrontation stricte de la norme du MAPAQ. Par ailleurs, comme les seuils de détection sont identiques entre *E. coli*, les coliformes fécaux et les entérocoques, il est possible de comparer leur validité comme indicateur de contamination fécale.

La comparaison des fréquences de détection suggère que *E. coli* est l'indicateur bactérien le moins sensible dans les myes. Il est détecté 6 fois moins souvent que les pathogènes, contre 4 fois pour les coliformes fécaux et 2,5 fois pour les entérocoques (tableaux 4.1 et 4.2). L'analyse de sensibilité confirme cette observation. En effet, *E. coli* ressort comme l'indicateur le moins sensible avec 16,2 %, suivi par les coliformes fécaux (24,3 %) et les entérocoques (35,1 %) (tableau 4.3). Cependant, *E. coli* et les coliformes fécaux sont très spécifiques (100 %). Ainsi, leur détection est un signal important de la présence de contamination.

Les coliformes et *E.coli* sont surtout associés aux sites de Les Escoumins et de Grandes-Bergeronnes (tableau 4.5). Par exemple, sur les dix échantillons de myes contaminés par *E. coli*, neuf proviennent des sites de Les Escoumins et de Grandes-Bergeronnes. Ces deux stations ressortent comme les plus contaminées en terme de fréquence de détection et d'abondance pour l'ensemble des micro-organismes étudiés (figure 4.1 et annexe C). Elles sont directement exposées aux eaux usées non traitées des localités de Les Escoumins et de Grandes-Bergeronnes. Ainsi, *E. coli* et les coliformes fécaux ressortent comme des indicateurs valides, mais uniquement dans des conditions de forte contamination d'origine ponctuelle et étendue. Il est probable que l'apport de contamination fécale est suffisamment constant et abondant à ces deux sites pour que *E. coli* et les coliformes fécaux soient détectés dans les mollusques en dépit des conditions environnementales défavorables (tel que discuté au §5.4). L'hypothèse que *E. coli* soit un indicateur valide en aval de sources de contamination ponctuelles et endémiques, mais qu'il ne soit pas valide en présence de sources diffuses, a déjà été proposée (Kator et Rhodes, 1994).

La faible sensibilité de *E. coli*, ainsi que sa performance inférieure à celle des coliformes fécaux et des entérocoques, tendent à questionner son utilisation dans l'évaluation de la salubrité des mollusques (tableau 4.3). En effet, dans la présente étude, 83,8 % des échantillons contaminés ne seraient pas détecté si *E. coli* était utilisé comme indicateur. Ce pourcentage serait légèrement inférieur pour les coliformes fécaux (75,7 %) et les entérocoques (64,9 %). Ainsi, un critère basé sur les entérocoques ou les coliformes fécaux pourrait s'avérer légèrement plus apte à limiter le risque d'exposition aux pathogènes lors de la consommation de mollusques. Il faut toutefois mentionner que la spécificité des coliformes (100 %) est supérieure à celle des entérocoques (50 %) (tableau 4.3). Par conséquent, même si ces derniers sont plus sensibles pour détecter la présence de pathogènes, ils tendent à favoriser les faux-positifs. En effet, une spécificité de 50 % implique que la probabilité de détecter les entérocoques en absence de pathogène est de 50 %. Ce manque de spécificité n'est pas particulièrement problématique lorsque la prévalence de la contamination est élevée (comme dans la présente étude), puisque le risque d'erreur se limite aux échantillons exempts de pathogènes. Il faut souligner que, dans de telles conditions de contamination, la préoccupation principale concerne davantage la faible sensibilité des entérocoques. Il faudrait évaluer la performance des entérocoques dans des conditions de contamination moins

importante. Actuellement, la validation des entérocoques comme indicateur de risques associés à la consommation de mollusques doit encore être réalisée. Cependant, pour les eaux de baignade, en milieu marin ou estuarien, il a été montré que les entérocoques sont plus aptes que *E. coli* et les coliformes fécaux à prédire les risques de gastro-entérites (Cabelli *et al.*, 1983).

Nous avons vu que l'ouverture et la fermeture des secteurs coquilliers repose sur la détection et la concentration des coliformes dans l'eau. Or, nos résultats montrent que la fréquence de détection des coliformes fécaux dans l'eau de Baie-Laval (78,6 %) (tableau 4.8), secteur fermé à la cueillette, reflète relativement bien le degré de contamination des myes par les pathogènes (100 %) (tableau 4.7). Cependant, les résultats suggèrent que les coliformes fécaux sont instables dans le milieu et disparaissent rapidement, puisqu'ils ne sont pas détectés dans les myes (tableau 4.7). Ils suggèrent également que les coliformes fécaux sont moins résistants que les pathogènes, puisque ces derniers sont détectés dans les myes en absence des coliformes fécaux (tableau 4.7). Ces deux observations sont valables également pour *E. coli* qui est détecté dans 75 % des échantillons d'eau (tableau 4.8), mais jamais dans les mollusques de Baie-Laval (tableau 4.7). Il faut toutefois préciser que, dans la présente étude, les comparaisons des fréquences de détection entre l'eau et les mollusques doivent être considérées avec prudence puisque les seuils de détections sont 1 /100 ml pour l'eau et 10^3 /100g pour les mollusques. Quoiqu'il en soit, si elle se confirme, la tendance des coliformes fécaux et de *E. coli* à disparaître rapidement en milieu estuarien ne devrait pas être ignorée, car elle pourrait compromettre leur utilisation comme indicateur de la salubrité des mollusques.

Cette tendance pourrait être particulièrement problématique dans les sites où l'apport d'eau douce contaminée est variable dans le temps, rapidement mélangé avec les eaux salées d'origine estuariennes ou diffus. La pollution diffuse (lessivage des sols agricoles, faune sauvage, fosses septiques) est reconnue comme une source majeure de contamination fécale (Kator et Rhodes, 1994 et références y incluses). Dans les secteurs coquilliers soumis à ce mode de pollution, il a été proposé que l'utilisation de *E. coli* et des coliformes fécaux n'est pas suffisante, car ces derniers ne donnent pas d'informations fiables sur la proximité, l' « âge » et l'origine (i.e. humaine versus animale) de la contamination fécale (Kator et Rhodes (1991).

Dans la présente étude, un des objectifs était d'évaluer l'influence des paramètres environnementaux sur la variabilité des indicateurs dans l'eau. Il était donc important d'optimiser les chances de détecter les différents indicateurs dans l'eau. Pour cette raison, l'échantillonnage a eu lieu dans le panache de dispersion du ruisseau Jean-Raymond. Ce dernier est reconnu comme une des trois principales sources de contamination de la baie (Jean Béland et Associés inc., 1989). Ce choix d'échantillonnage pourrait expliquer la haute fréquence de détection observée pour les coliformes dans l'eau (78,6 %) (tableau 4.8). À ce propos, il faut mentionner que le PSEC effectue un inventaire des sources de contamination dans le cadre de sa campagne d'évaluation des secteurs coquilliers.

Quoiqu'il en soit, il semble difficile de considérer les coliformes fécaux comme un standard applicable à tous les secteurs coquilliers, à cause des différents patrons et sources de contamination et de l'influence des conditions environnementales et des interactions biotiques. Pour cette raison, l'utilisation conjointe de différents indicateurs (nouveaux ou actuels) est recommandée (Kator et Rhodes, 1991).

5.3 ÉVALUATION DE LA VALIDITÉ DES COLIPHAGES COMME INDICATEURS DE CONTAMINATION PATHOGÈNE D'ORIGINE FÉCALE

L'analyse de sensibilité et spécificité montre que les coliphages sont plus performants que les indicateurs bactériens (*E. coli*, coliformes fécaux et entérocoques) (tableau 4.3). Il faut mentionner que la meilleure performance des coliphages peut en partie s'expliquer par le fait que, pour ces derniers, le seuil de détection est de 1 /100g, comparativement à 10^3 /100g pour les indicateurs bactériens. Les résultats suggèrent également que les coliformes somatiques sont plus performants que les coliphages mâles en tant qu'indicateur de contamination fécale des mollusques. En effet, les coliphages somatiques sont à la fois plus sensibles (91,9 %) et plus spécifiques (50 %) que les coliphages mâles (respectivement 59,5 % et 24 %) (tableau 4.3). Ainsi, la présente étude suggère que les coliphages somatiques constituent un bon indicateur de la contamination des mollusques par les pathogènes (groupés sans distinction d'espèce). Ils affichent la plus haute

sensibilité (91,9 %) et, malgré une spécificité de 50 %, leur valeur prédictive positive est élevée (94,4 %), en raison de la forte prévalence de la contamination des mollusques par les pathogènes (90,2 %) (tableaux 4.1 et 4.3). Concrètement, si on avait utilisé les coliphages somatiques comme indicateur de la contamination des échantillons par les pathogènes, 91,9 % des échantillons contaminés auraient été détectés et seuls 5,6 % des échantillons positifs pour les coliphages somatiques auraient été faussement considérés comme contaminés.

Cependant, il faut rappeler que les deux tiers des sites d'échantillonnage étaient des secteurs fermés ou conditionnellement fermés à la cueillette. Ainsi, on peut craindre que, dans les cas où la prévalence de la contamination est plus faible, davantage d'échantillons seraient considérés, à tort, comme contaminés, en raison de la spécificité de 50 %. Ceci serait préjudiciable au niveau économique et difficile à justifier. Pour réduire ce problème, il serait bon d'évaluer si la présence des pathogènes correspond à un seuil d'abondance des coliphages somatiques. À première vue, nos résultats tendent à ne pas le confirmer, puisque deux (7.1 et 9.1) des quatre (2.1; 2.2; 7.1 et 9.1) échantillons exempts de pathogènes contiennent une quantité de coliphages somatiques supérieure à celle de certains échantillons contaminés (annexe F.1).

Quant à la faiblesse de la valeur prédictive négative (40 %), elle pourrait être problématique en terme de protection de la santé. En effet, une telle valeur indique que 60 % des échantillons où les coliphages somatiques n'ont pas été détectés sont en fait contaminés par les pathogènes. Cependant, la fréquence de détection des coliphages somatiques est élevée (84,7 %), étant donné leur haute sensibilité (91,9 %) et la forte prévalence de la contamination (90,2 %) (tableaux 4.1, 4.2 et 4.3). Ainsi, le risque d'erreur ne concerne que 15,3 % des échantillons de cette étude (tableau 4.2).

L'analyse des correspondances entre les indicateurs potentiels et les pathogènes indique que les coliphages somatiques sont prioritairement associés à la présence de *C. parvum* et de *Giardia* sp (figure 4.2, tableau 4.4). Ceci s'avère intéressant dans une optique de protection de la santé. En effet, ces deux pathogènes sont les plus fréquemment détectés (70,7 % pour *C. parvum* et 63,4 % pour *Giardia* sp) (tableau 4.1) et présentent, en outre, un potentiel infectieux élevé

(USFDA, 1992). Ainsi, nos résultats permettent d'envisager l'utilisation des coliphages somatiques comme indicateur de contamination fécale dans une situation où la prévalence de la contamination est forte et dominée par *C. parvum* et *Giardia* sp. Cette situation semble prévaloir sur la Côte-Nord, puisque l'analyse des correspondances entre les micro-organismes et les sites d'échantillonnage indique que ces deux parasites sont présents dans les sept sites d'échantillonnage où leur présence a été régulièrement évaluée, dont le secteur témoin, ouvert à la cueillette (tableau 4.5). Leur présence dans les sites ouverts à la cueillette doit être encore documentée.

La comparaison des résultats des échantillons d'eau et de myes à Baie-Laval suggèrent une correspondance entre la présence des coliphages somatiques dans l'eau et la présence de pathogènes dans les myes. En effet, les coliphages somatiques sont détectés dans 96,4 % des échantillons d'eau pour une contamination de 100 % des échantillons de myes (tableaux 4.7 et 4.8). Ainsi, le degré de contamination des mollusques pourrait éventuellement être évalué en fonction de la présence des coliphages somatiques dans l'eau. Il faudrait toutefois vérifier si cette situation se confirme dans des conditions de contamination moins importantes.

Il faut également souligner que les coliphages somatiques semblent bien résister au traitement des eaux, étant donné que, à l'instar des parasites, ils se retrouvent de façon significative dans les myes, au site de Forestville (tableau 4.5). C'est pourquoi, ils pourraient constituer un indicateur valide même en présence d'eaux usées traitées. La littérature tend à reconnaître la bonne résistance des coliphages somatiques aux traitements des eaux (IAWPRC, 1991). Ils ont déjà été proposés comme des indicateurs pour évaluer la qualité parasitologique et virologique des eaux potables traitées (Payment et Franco, 1993).

En milieu marin, il a été montré que les coliphages somatiques sont plus résistants que *E. coli*, les coliformes fécaux et les entérocoques à l'inactivation causée par le rayonnement solaire (IAWPRC, 1991; Sinton *et al.*, 1999). Les résultats de la présente étude tendent à le confirmer. En effet, l'analyse en composantes principales indique que les coliphages somatiques sont peu sensibles aux conditions environnementales, puisqu'ils ne sont corrélés à aucune variable

physico-chimique et météorologique (figure 4.5 et tableau 4.9). Il est cependant étonnant de constater que leur abondance ne dépend pas de celle des coliformes fécaux, leur cellule hôte. Une disparition significative des coliformes pourrait expliquer une part de l'absence de corrélation. Une autre explication pourrait être attribuable au fait que les coliphages somatiques ont tendance à s'adsorber sur la matière en suspension, ce qui rend leur récupération et donc leur détection problématique (Payment, P., communication personnelle). Quoiqu'il en soit, leur résistance en milieu marin font des coliphages somatiques un bon candidat comme indicateur de contamination fécale dans l'eau de mer (IAWPRC, 1991; Sinton *et al.*, 1999). Mariño *et al.* (1995) les considèrent d'ailleurs comme le meilleur indicateur pour l'évaluation des plages en Europe.

Il est reconnu que les bactéries fécales indicatrices ne sont pas représentatives de la contamination virale de l'eau et des mollusques (Gerba *et al.*, 1979; Goyal *et al.*, 1979; Le Guyader *et al.*, 1993; Regan *et al.*, 1993). Or, étant donné que les coliphages sont des virus, il est probable que leur comportement se rapproche de celui des virus potentiellement présents dans les eaux coquillières et dans les mollusques. Pour cette raison, ils pourraient éventuellement constituer un bon indicateur de la contamination virale (IAWPRC, 1991; Sinton *et al.*, 1999).

Deux arguments sont souvent retenus contre l'utilisation des coliphages somatiques. Premièrement, il s'agit d'un groupe hétérogène et, par conséquent, l'hôte sélectionné détermine le décompte. Cette objection a été largement contrée par l'adoption de *E. coli* ATCC 13706 (utilisée dans la présente étude) comme hôte standard. En effet, cette souche met en évidence les coliphages somatiques associés aux coliformes fécaux (Sinton *et al.*, 1999). Deuxièmement, il a été suggéré que les coliphages somatiques peuvent se répliquer dans l'environnement. Cependant, l'évidence de réplication des coliphages somatiques dans des conditions naturelles est discutable (Sinton *et al.*, 1999).

5.4 ÉVALUATION DE L'INFLUENCE DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES SUR LA VARIABILITÉ DE *E. COLI*, DES COLIFORMES FÉCAUX ET DES ENTÉROCOQUES DANS L'EAU

Les résultats de l'analyse en composantes principales (ACP) montre que les concentrations de *E. coli*, des coliformes fécaux et des entérocoques sont corrélées et que ces trois indicateurs réagissent de façon analogue aux variations des conditions environnementales (figure 4.5 et tableau 4.9). En effet, il ressort que la concentration de *E.coli* et des coliformes fécaux augmente avec la turbidité, qui est elle-même fonction des précipitations. De plus, l'analyse des corrélations met en évidence le rôle de la salinité dans la disparition de *E. coli*, des coliformes fécaux, et des entérocoques dans l'eau. Ces derniers semblent toutefois légèrement plus résistants aux effets de la salinité puisque leur coefficient de corrélation avec la salinité est plus faible que ceux de *E. coli* et des coliformes (tableau 4.9). Les résultats indiquent également que l'augmentation de la salinité est associée à une diminution de la température de l'eau, elle-même corrélée à une augmentation de la vitesse du vent.

En intégrant ces divers éléments, il est possible de proposer le modèle, non exhaustif, illustré à la figure 5.1 où les relations significatives selon l'ACP apparaissent en gras et les voies hypothétiques sous forme de pointillés. Les précipitations provoquent, par ruissellement, un apport de matières organiques dans l'eau, ce qui expliquerait l'augmentation de la turbidité associée aux précipitations. Les matières organiques seraient riches en micro-organismes d'origine fécale humaine et/ou animale, ce qui explique la corrélation positive observée entre la turbidité, d'une part, et la concentration de *E. coli*, des coliformes et des entérocoques, d'autre part. Ce modèle rejoint celui proposé par la firme Jean Béland et Associés inc. (1989) qui avait également observé une corrélation positive entre les précipitations et l'abondance des bactéries coliformes dans l'eau. D'autres études ont également révélé l'existence d'une corrélation significative entre les précipitations, la turbidité et la concentration de micro-organismes d'origine fécale dans des eaux estuariennes (Ferguson *et al.*, 1996) et côtières (Goyal *et al.*, 1977; Goyal *et al.*, 1979). Pour cette raison, il serait bon de considérer la turbidité comme critère additionnel pour l'évaluation de la qualité microbiologique des eaux coquillières. Quant aux précipitations, elles sont déjà prises en compte dans la procédure d'échantillonnage du PSEC. Il serait toutefois envisageable d'informer la population que le risque microbiologique augmente en cas de pluies abondantes.

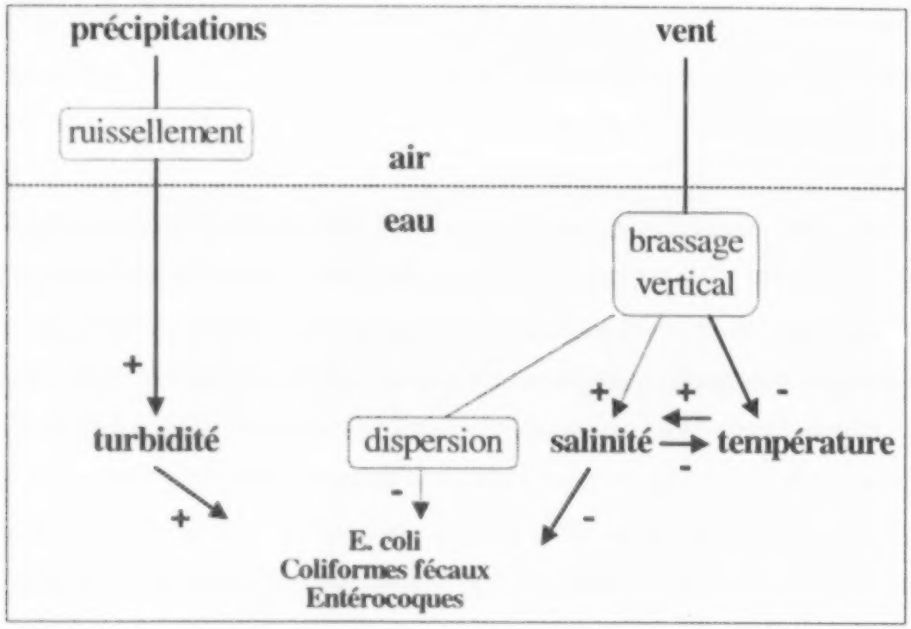


Figure 5.1 Modèle intégrant les principales variables environnementales influençant la concentration de *E. coli*, des coliformes fécaux et des entérocoques dans l'eau. Les relations significatives selon l'ACP sont représentées en gras et les voies hypothétiques par des pointillés.

Selon la littérature, les principaux facteurs influençant la survie des bactéries fécales indicatrices (*E. coli*, coliformes fécaux et entérocoques) sont la salinité, la température, la disponibilité en nutriments, le pH, la prédation microbienne et la radiation solaire (Regan *et al.*, 1993; Sinton *et al.*, 1994, Sinton *et al.*, 1999). Ce dernier facteur est souvent mentionné comme le plus important et plusieurs études soulignent son interaction étroite avec la salinité. En effet, il a été montré que les effets délétères du rayonnement solaire sur les bactéries fécales indicatrices augmentent avec la salinité (Davies et Evison, 1991, Gourmelon *et al.*, 1997). Les résultats de la présente étude ne permettent pas d'impliquer directement la radiation solaire dans la disparition de *E.coli*, des coliformes fécaux ou des entérocoques, puisqu'on n'observe pas de corrélations significatives entre l'insolation et ces trois indicateurs potentiels (tableau 4.9). Cependant, il est plus que probable que ce mécanisme agisse et que le fait de ne pas l'observer découle d'une mesure insuffisante du rayonnement solaire.

D'un autre côté, il ressort que la salinité provoque, en soi, une diminution de la concentration de *E. coli*, des coliformes et des entérocoques (tableau 4.9, figure 4.5). En effet, les précipitations ne sont pas corrélées avec la salinité (tableau 4.9). Ainsi, bien que les précipitations favorisent l'apport de *E. coli*, des coliformes fécaux et des entérocoques, elles ne produisent pas pour autant une diminution significative de la salinité. De même, une diminution des précipitations n'est pas responsable d'une augmentation de la salinité. C'est pourquoi, la disparition de *E. coli*, des coliformes fécaux et des entérocoques lorsque la salinité augmente ne traduit pas une diminution de l'apport de ces micro-organismes, mais semble plutôt correspondre à un effet direct de la salinité. Anderson *et al.* (1979) ont montré que la salinité induit un stress sub-létal chez *E. coli* et que ce stress est d'autant plus important que la salinité est élevée. Le stress sub-létal réflète l'incapacité d'un micro-organisme à être cultivé en laboratoire, et par-là même détecté, suite à des dommages causés par un environnement défavorable. Il est proposé que l'augmentation de la salinité provoque un choc osmotique qui a pour conséquence une diminution de la perméabilité de la membrane bactérienne et le relâchement de divers métabolites et enzymes (Strange, 1976; Munro *et al.*, 1987; Nikaido et Vaara, 1987). Malgré des processus adaptatifs, l'issue finale est une diminution de la viabilité des cellules. Actuellement, les méthodes d'analyse microbiologique permettent de plus en plus de récupérer les cellules endommagées (c'est la cas de la méthode utilisée dans la présente étude). Cependant, toutes les cellules lésées ne sont pas récupérables. Ainsi, il pourrait être judicieux d'essayer de tenir compte de l'influence de la salinité sur la survie des coliformes. Par exemple, on pourrait vérifier la possibilité de corriger les concentrations de coliformes en fonction de la salinité. Cette solution est toutefois limitée, car elle ne tient pas compte de l'influence des autres facteurs environnementaux sur la concentration des coliformes.

Il est possible que le vent contribue à augmenter la salinité, puisque la présence du vent est associée à une eau plus froide et plus salée (tableau 4.9, figure 4.5). Ainsi, il est envisageable qu'une augmentation du vent favoriserait la formation de vagues et le brassage vertical de la colonne d'eau. Il s'ensuivrait un mélange de l'eau douce originaire de la rivière, qui coule en surface, avec la couche d'eau sous-jacente, plus froide et plus salée, provenant de l'estuaire. L'eau de surface serait alors plus froide et plus salée. Comme la température n'est pas corrélée de façon

significative (P>0,2) avec l'abondance des micro-organismes, la salinité apparaît comme le facteur dominant de la variabilité de *E. coli*, des coliformes et des entérocoques. Contrairement à l'étude de Jean Béland et Associés inc. (1989), nos résultats ne permettent pas de conclure à un effet direct significatif de la température de l'eau sur la variabilité du nombre de coliformes. Il est possible que la variabilité et les écarts de température, observés dans la présente étude, n'étaient pas assez importants pour avoir un effet significatif. Mentionnons encore que le brassage vertical pourrait également diminuer la concentration des micro-organismes dans l'eau de surface par dispersion. Initialement, la dilution était considérée comme le principal facteur affectant la densité des indicateurs bactériens dans l'eau. Il est maintenant reconnu que la concentration de ces indicateurs est fonction de réponses physiologiques et écologiques à l'environnement (Gauthier et Pietri, 1988; Kator et Rhodes, 1994).

CHAPITRE VI

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

CHAPITRE VI

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

La fréquence de détection des pathogènes dans les myes est importante; elle correspond à 90,2 % des échantillons qui, rappelons-le, ont été récoltés pour les deux tiers dans des secteurs fermés ou fermés conditionnellement pour la cueillette. *C. parvum* (70,7 %) et *Giardia* sp (63,4 %) sont les plus fréquemment détectés, suivis de *Campylobacter* sp (47,2 %) et des salmonelles qui sont quasi absentes des mollusques (1,4 %).

Les pathogènes sont présents dans tous les secteurs considérés; ils se retrouvent aussi bien dans les secteurs fermés que dans les secteurs ouverts à la cueillette. La présence systématique de parasites dans les secteurs ouverts doit toutefois être validée. Quoiqu'il en soit, il ressort que la consommation de mollusques représente une source d'exposition significative aux micro-organismes pathogènes transmis par voie fécale-orale. Cette situation est préoccupante pour la santé des consommateurs, parce que ces pathogènes résistent bien aux stress environnementaux, que leur dose infectieuse est faible et qu'ils tendent à rester infectieux plusieurs jours dans l'eau de mer.

Les fréquences de détection de *E. coli* (13,9 %) et des coliformes fécaux (20,8 %) dans les myes sont nettement inférieures à celle des pathogènes (90,2 %). Ceci se traduit par une faible sensibilité de ces deux indicateurs, à savoir 16,2 % et 24,3 %, respectivement. Ces résultats tendent à confirmer l'hypothèse que *E. coli* et les coliformes fécaux ne sont pas suffisamment sensibles pour être des indicateurs valides de la contamination fécale des mollusques sur la Côte-Nord. En fait, leur validité semble se restreindre aux cas de contamination ponctuelle et endémique. Il faudrait toutefois vérifier si l'application d'un seuil de détection inférieur à 10 unités /g, tel que recommandé par le programme canadien de contrôle de la salubrité des

mollusques (i.e. 230 /100g), est suffisant pour augmenter la sensibilité de *E. coli* et des coliformes fécaux à un niveau acceptable.

La sensibilité des entérocoques (35,1 %) est légèrement supérieure à celle de *E. coli* et des coliformes fécaux. Cependant, les entérocoques (50 %) sont moitié moins spécifiques que *E. coli* (100 %) et les coliformes fécaux (100 %). Ainsi, le gain de sensibilité, bénéfique en terme de protection de la santé publique, est assorti d'une perte de spécificité qui pénaliserait injustement l'industrie.

E. coli et les coliformes fécaux sont détectés dans plus de 75 % des échantillons d'eau. Cependant, contrairement à la majorité des indicateurs potentiels et des pathogènes, ils ne sont pas retrouvés dans les myes baignées par ces eaux. Ceci suggère que *E. coli* et les coliformes fécaux disparaissent rapidement en milieu estuarien et qu'ils sont moins résistants que les pathogènes. Bien que les comparaisons des fréquences de détection entre l'eau et les mollusques doivent être considérées avec prudence, en raison des différences entre les seuils de détection utilisés, la tendance des coliformes fécaux et de *E. coli* à disparaître rapidement en milieu estuarien ne devrait pas être ignorée. En effet, si elle se confirmait, cette tendance pourrait compromettre leur utilisation comme indicateurs de la salubrité des mollusques, à tout le moins pour la région de la Côte-Nord.

Avec une sensibilité de 91,9 %, les coliphages somatiques ressortent comme le meilleur candidat en tant qu'indicateur de contamination fécale des mollusques de la Côte-Nord. De plus, les coliphages somatiques apparaissent comme peu sensibles aux stress environnementaux dans l'eau salée, puisque leur concentration n'est significativement corrélée avec aucune variable physico-chimique ou météorologique. Pour cette raison, ils pourraient également servir d'indicateur de la contamination fécale des eaux coquillières. Cependant, à cause de leur spécificité moyenne (50 %), un critère basé uniquement sur leur détection risque d'être trop sévère dans les cas où la prévalence de la contamination est faible. La possibilité de recourir à un seuil de contamination doit encore être évaluée.

Par ailleurs, il serait bon de vérifier si les coliphages somatiques sont indicateurs de la présence de virus entériques humains. Il faut savoir que les conséquences d'une exposition à ces pathogènes sont souvent plus dramatiques que celles occasionnées par les bactéries ou les parasites retrouvés dans les mollusques. Des échantillons ont été prélevés dans ce but, lors de la présente étude. Cependant, durant la réalisation de cette recherche, le laboratoire du MAPAQ n'a pas réussi à mettre au point la méthode de détection.

La salinité ressort comme le principal facteur responsable de la disparition de *E. coli*, des coliformes et même des entérocoques dans l'eau. À l'opposé, la turbidité favorise la présence de ces trois micro-organismes. Par ailleurs, l'augmentation de la turbidité est significativement corrélée avec l'abondance des précipitations. Ainsi, il pourrait être judicieux d'intégrer plus spécifiquement (i.e. modéliser) la salinité, la turbidité et les précipitations dans les critères d'évaluation de la qualité microbiologique des eaux coquillières. On pourrait éventuellement conseiller aux cueilleurs de prendre en compte la turbidité et les précipitations lorsqu'ils envisagent de ramasser des mollusques.

En conclusion, cette étude souligne que, dans les conditions actuelles, un risque non négligeable d'exposition à des pathogènes est associé à la consommation des mollusques de la Côte-Nord. Dans ces circonstances, le meilleur moyen de limiter les risques pour la santé demeure le respect des avis de fermeture, ainsi que la cuisson adéquate des mollusques avant consommation. Le temps de cuisson devrait être d'au moins 5 minutes. Quant à la méthode de cuisson, il serait bon de recommander de faire bouillir les mollusques directement dans l'eau, ce qui pourrait garantir une température interne suffisante à l'élimination de la majorité des micro-organismes.

Dans l'avenir, la mise en place d'un outil performant pour évaluer les risques associés à la consommation de mollusques devra impérativement reposer sur des études épidémiologiques, des recherches concernant les micro-organismes et sur la connaissance des interactions biotiques et abiotiques des micro-organismes dans le milieu.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

ABBOTT, R.T. (1982). *Guide des coquillages de l'Amérique du Nord*, Éditions Marcel Broquet, La Prairie, Québec, 288 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION (1995). *Recommended procedures for the examination of water and wastewater*, 19th ed., American Public Health Association Inc, Washington D.C.

ANDERSON I. C., M. RHODES et H. KATOR (1979). *Sublethal stress in Escherichia coli: a function of salinity.* Appl. Environ. Microbiol. 38 (6): 1147-1152.

ARGUS GROUPE-CONSEIL (1992). *Synthèse et analyse des connaissances relatives aux ressources naturelles du Saguenay et de l'Estuaire du Saint-Laurent, Parc Marin du Saguenay,* Environnement Canada, Conservation et Protection - Région du Québec, Service canadien des parcs.

BERNARD, P.M. et C. LAPOINTE (1987). *Mesures statistiques en épidémiologie,* Presses de l'Université du Québec, Sillery, Québec, 314 p.

BLASCO, D., M. LEVASSEUR, R. GÉLINAS, R. LAROCQUE, A. D. CEMBELLA, B. HUPPERTZ et E. BONNEAU (1998). *Monitorage du phytoplancton toxique et des toxines de type IPM dans les mollusques du Saint-Laurent : 1989-1994,* Rapport statistique canadien sur l'hydrographie et les sciences océaniques, no 151, 117 p.

BROWN, T. J., M. J. DONAGHY, E. A. KEYS, G. IONAS, J. J. LEARMONTH, P. A. McLENACHAN et J. K. CLARKE (1999). *The viability of Giardia intestinalis and Giardia muris cysts in seawater.* International Journal of Environmental Health Research. 9 (2): 157-161.

CABELLI, V. J., A. P. DUFOUR, L. J. McCABE et M. A. LEVIN (1983). *A marine recreational water quality criterion consistent with indicator concepts and risk analysis.* J. Water Pollut. Control Fed. 55: 1306-1314.

CAPQ (1990). *Atelier de planification sur les mollusques et la pollution marine,* Conseil de l'aquiculture et des pêches du Québec, compte rendu de l'atelier tenu les 12 et 13 septembre 1990, Percé, Québec.

CASEMORE, D.P. (1990). *Epidemiological aspects of human cryptosporidiosis*, Epidemiol. Infect. 104: 1-28.

CCMRE (1995). *Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.

CUMAIRA (1995). *Critères microbiologiques pour l'interprétation des résultats en analyse alimentaire*, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

DAVIES C. M. et L. M. EVISON (1991). *Sunlight and the survival of enteric bacteria in natural waters*. J. Appl. Bacteriol. 70 (3): 265-274.

D.S.P. Côte-Nord (décembre 1997). *Étude descriptive des cas de giardiase sur la Côte-Nord*, Contamine-Action, pp. 10-12.

DUFOUR, A.P. (1977). *Escherichia coli : the fecal coliform*, Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ. 635: 48-58.

ENVIRONNEMENT CANADA (2000). *Recommandations de classification*, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Programme de salubrité des eaux coquillières.

FAYER, R., T.K. GRACZYK, E.J. LEWIS, J.M. TROUT et C.A. FARLEY, (1998). *Survival of infectious Cryptosporidium parvum oocysts in seawater and eastern oysters (Crassostrea virginica) in the Chesapeake Bay*. Appl. Environ. Microbiol. 64 (3): 1070-1074.

FERGUSON, C. M., B. G. COOTE, N. J. ASHBOLT et I. M. STEVENSON (1996). *Relationships between indicators, pathogens and water quality in an estuarine system*. Wat. Res. 30 (9): 2045-2054.

FORTIN, G.R. (éd.), M. GAGNON et P. BERGERON (1996). *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Estuaire maritime*, Centre Saint-Laurent, Rapport technique, zone d'intervention prioritaire 18, 190 p.

FRANCO, D.A. (1988). *Campylobacter* species*: considerations for controlling a food-borne pathogen*. J. Food Prot. 51: 145-153.

GAUTHIER, M. et C. PIETRI (1988). *Devenir des bactéries et virus entériques en mer*. Dans Bianchi, M., D. Marty, J.-C. Bertrand, P. Caumette, M. Gauthier et collaborateurs, *Micro-organismes dans les écosystèmes océaniques*. Masson, Paris, 447 p.

GERBA, C.P., S.M. GOYAL, R.L. LABELLE, I. CECH et G.F. BOGDAN (1979). *Failure of indicator bacteria to reflect the occurrence of enteroviruses in marine waters*, Am. J. Public Health, 69: 1116-1119.

GOURMELON M., D. TOUATI, M. POMMEPUY et M. CORMIER (1997). *Survival of Escherichia coli exposed to visible light in seawater: analysis of rpoS-dependent effects.* Can. J. Microbiol. 43 (11): 1036-1043.

GOYAL S. M., C. P. GERBA et J. L. MELNICK (1977). *Occurrence and distribution of bacterial indicators and pathogens in canal communities along the Texas coast.* Appl. Environ. Microbiol. 34 (2): 139-149.

GOYAL S. M., C. P. GERBA et J. L. MELNICK (1979). *Human enteroviruses in oysters and their overlying waters.* Appl. Environ. Microbiol. 37 (3): 572-581.

IAWPRC study group on health related water microbiology (1991). *Bacteriophages as model viruses in water quality control.* Wat. Res. 25 (5): 529-545.

JEAN BÉLAND ET ASSOCIÉS INC. (1989). *Optimisation paramétrologique du contrôle bactériologique des zones coquillières et du développement de l'aquaculture*, Environnement Canada : Proposition spontanée no UP-B6-029, Jean Béland et Associés Inc., Neufchâtel, Québec, 258 p.

KATOR, H. et M. RHODES (1991). *Indicators and alternate indicators of growing water quality*, pp. 135-196. Dans Ward, D. R. et C. R. Hackney (ed), *Microbiology of marine food products*. Van Nostrand Reinhold, New-York.

KATOR, H. et M. RHODES (1994). *Microbial and chemical indicators*, pp. 30-91. Dans Hackney, C. R. et M. D. Pierson (ed), *Environmental indicators and shellfish safety.* Chapman & Hall, New-York et Londres, 523 p.

KEHR, R. W., B. S. LEVINE, C. T. BUTTERFIELD et A. P. MILLER (1941). *A report on the public health aspects of clamming in Raritan Bay.* Public Health Service Report. Reissued in June 1954 by Division of Sanitary Engineering Services, Public Health Services, Department of Health, Education, and Welfare.

KIRKLAND, K. B., R. A. MERIWETHER, J. K. LEISS et W. R. MACKENZIE (1996). *Steaming oysters does not prevent Norwalk-like gastroenteritis.* Public Health Rep. 111 (6): 527-30.

KOUTITONSKY, V.G. et G.L. BUGDEN (1991). *The physical oceanography of the Gulf of St.Lawrence: A review with emphasis on the synoptic variability of the motion*, pp. 57-90. Dans J.C. Therriault (éd.). *Le Golfe du Saint-Laurent : petit océan ou grand Estuaire?*, Publ. Spéc. Can. Sci. Halieut. Aquat., no 113.

LECHEVALLIER, M.W., W.D. NORTON et R.G. LEE (1991a). *Occurrence of Giardia and Cryptosporidium spp. in surface water supplies*, Appl. Environ. Microbiol. 57 (9): 2610-2616.

LECHEVALLIER, M.W., W.D. NORTON et R.G. LEE (1991b). *Giardia and Cryptosporidium spp. in filtered drinking water supplies*. Appl. Environ. Microbiol. 57 (9): 2617-2621.

LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE (1979). *Écologie numérique*, Masson, Paris et Les Presses de l'Université du Québec, 542 p.

LEGUYADER, F., V. APAIRE-MARCHAIS, J. BRILLET et S. BILLAUDEL (1993). *Use of genomic probes to detect hepatitis A virus and enterovirus RNAs in wild shellfish and relationship of viral contamination to bacterial contamination*. Appl. Envir. Microbiol. 59 (11): 3963-3968.

LISTON, J. (1994). *Association of Vibrionaceae, natural toxins and parasites with fecal indicators*, p. 210-217. Dans Hackney, C.R. et M.D. Pierson (ed), *Environmental indicators and shellfish safety*. Chapman & Hall, New-York et Londres, 523 p.

MARIÑO, F. J., E. MARTINEZ-MANZANARES, M.A. MORIÑIGO et J.J. BORREGO (1995). *Applicability of the recreational water quality standard guidelines*. Water Sci. Technol. 31: 27-31.

MCDONNELL S., K. B. KIRKLAND, W. G. HLADY, C. ARISTEGUIETA, R. S. HOPKINS, S. S. MONROE et R. I.GLASS (1997). *Failure of cooking to prevent shellfish-associated viral gastroenteritis*. Arch. Intern. Med. 157 (1): 111-116.

METCALF, T.G. (1977). *Indicators of viruses in shellfish*. Dans Berg, G. (éd.), *Indicators of viruses in water and food*, Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan, 424 p.

MINISTÈRE DES PÊCHES ET DES OCÉANS (1985). *La Mye*, Collection Le Monde Sous-Marin, Ministre des Approvisionnements et Services, Fs 41-33/41-1985F, 6 p.

MINISTÈRE DES PÊCHES ET DES OCÉANS (1999). *Tables des marées et courants du Canada : Fleuve Saint-Laurent et rivière Saguenay*, Ministre des Pêches et Océans Canada, No. Fs 73-1999/3, 86 p.

MOUSSEAU, P. et A. ARMELLIN (1996). *Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du secteur d'étude Estuaire maritime*, Centre Saint-Laurent, Rapport Technique Zone d'Intervention Prioritaire 18, 313 p.

MUNRO, P.M., M. J. GAUTHIER et F. M. LAUMOND (1987). *Changes in Escherichia coli cells starved in seawater or grown in seawater-wastewater mixtures*. Appl. Environ. Microbiol. 53: 1476-1481.

NAS (1977). *Drinking Water and Health, Part 1*, National Academy of Science, Washington D.C.

NIKAIDO, H. et M. VAARA, (1987). *Outer membrane*, pp. 7-22. Dans Neidhart, F. (ed), *Escherichia coli* and *Salmonella typhimurium cellular and molecular biology*, Vol. 1, Washington, D.C.: American Society for Microbiology.

ONGERTH, J.E. et H.H. STIBBS (1987). *Identification of Cryptosporidium oocysts in river water*, Appl. Environ. Microbiol. 53: 672-676.

PAYMENT, P. et E. FRANCO (1993). Clostridium perfringens and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. Appl. Environ. Microbiol. 59 (8): 2418-2424.

REGAN, P. M., A. B. MARGOLIN et W. D. WATKINS (1993). *Evaluation of microbial indicators for the determination of the sanitary quality and safety of shellfish*. J. Shellfish Res. 12 (1): 95-100.

RENDTORFF, R.C. (1978). *The experimental transmission of Giardia lamblia among volunteer subjects*, pp. 64-81. Dans Jakubowski, W. et J.C. Hoff (ed), *Waterborne transmission of giardiasis*. EPA 600/9-79-001. US. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

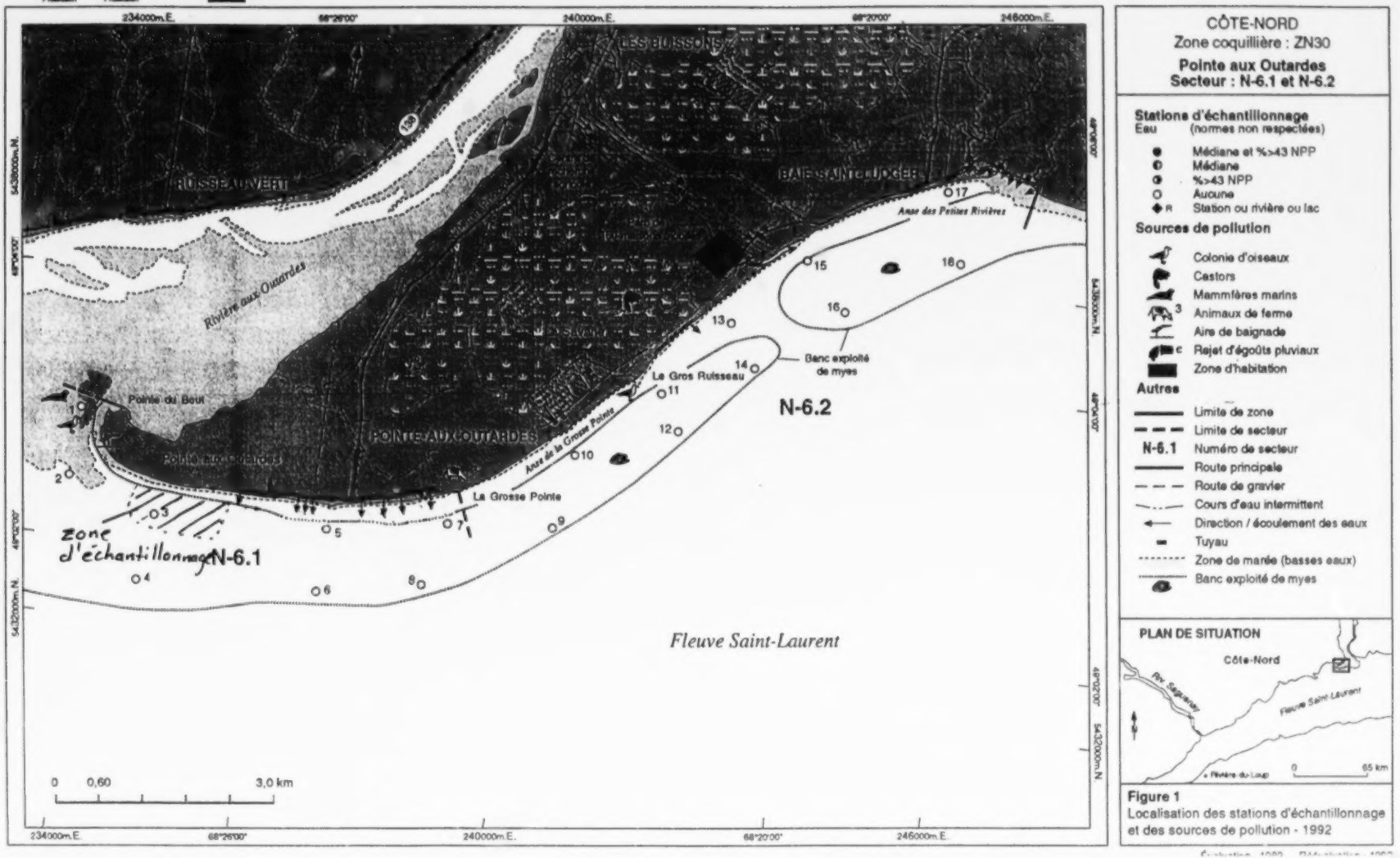
RIPPEY, S.R. (1991). *Shellfish borne disease outbreaks*. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Food and Drug Administration, Shellfish Sanitation Branch. Davisville, R.I.: NETSU.

ROBERTSON, L.J, A.T. CAMPBELL et H.V. SMITH (1992). *Survival of Cryptosporidium parvum oocysts under various environmental pressures*, Appl. Environ. Microbiol. 58 (11): 3494-500.

ROSE, J.B. et M.D. SOBSEY (1993). *Quantitative Risk Assessment for Viral Contamination of Shellfish and Coastal Waters*, J. Food Prot. 56 (12): 1043-1050.

SBSC (1991). *Intoxications alimentaires au Canada : Sommaire décennal 1975-1984*, Santé et Bien-être social Canada, Direction générale de la protection de la santé.

SINTON, L.W., R. J. DAVIES-COLLEY et R. G. BELL (1994). *Inactivation of enterococci and fecal coliforms from sewage and meatworks effluents in seawater chambers*. Appl. Environ. Microbiol. 60 (6): 2040-2048.



CÔTE-NORD
Zone coquillière : ZN30
Pointe aux Outardes
Secteur : N-6.1 et N-6.2

Stations d'échantillonnage
Eau (normes non respectées)

- Médiane et %>43 NPP
- Médiane
- %>43 NPP
- Aucune
- R Station ou rivière ou lac

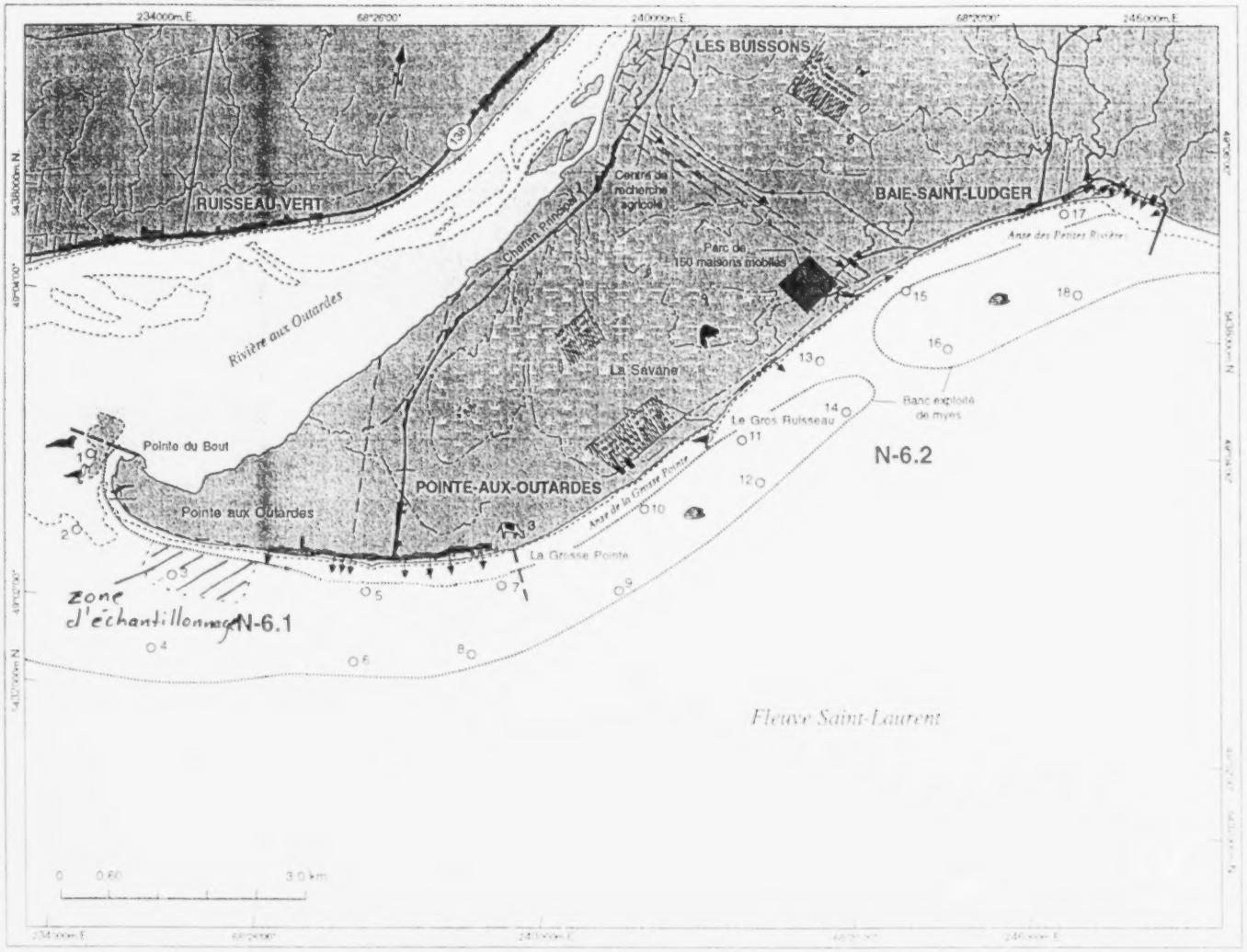
Sources de pollution

- Colonie d'oiseaux
- Castors
- Mammifères marins
- 3 Animaux de ferme
- Aire de baignade
- Rejet d'égoûts pluviaux
- Zone d'habitation

Autres

- Limite de zone
- Limite de secteur
- N-6.1 Numéro de secteur
- Route principale
- Route de gravier
- Cours d'eau intermittent
- Direction / écoulement des eaux
- Tuyau
- Zone de marée (basses eaux)
- Banc exploité de myes

Figure 1
Localisation des stations d'échantillonnage et des sources de pollution - 1992



CÔTE-NORD
Zone coquillière : ZN30
Pointe aux Outardes
Secteur : N-6.1 et N-6.2

Stations d'échantillonnage
Eau (normes non respectées)

- Médiane et %>43 NPP
- Médiane
- %>43 NPP
- Aucune
- Station ou rivière ou lac

Sources de pollution

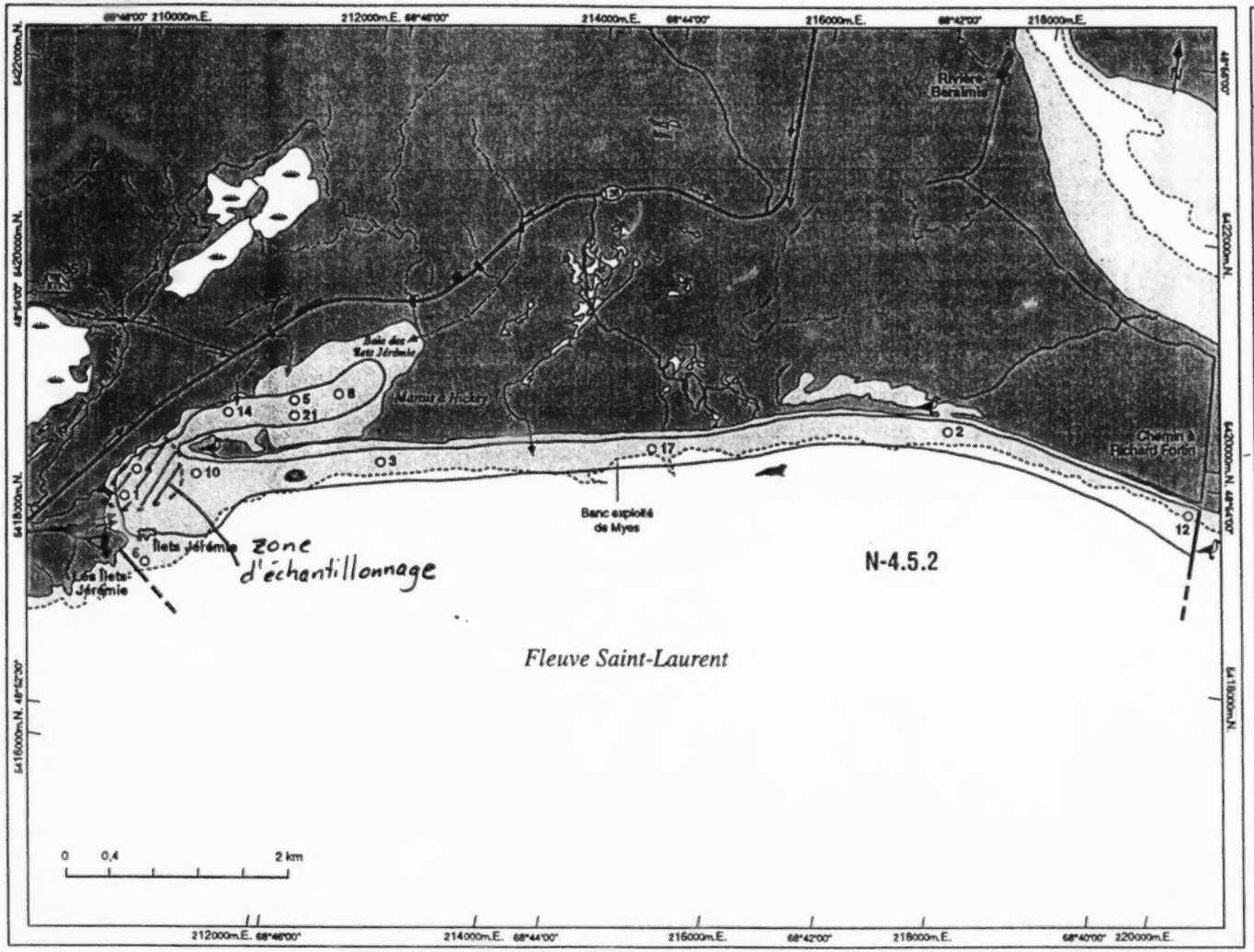
- Colonie d'oiseaux
- Castors
- Mammifères marins
- Animaux de ferme
- Aire de baignade
- Rejet d'égouts pluviaux
- Zone d'habitation

Autres

- Limite de zone
- Limite de secteur
- N-6.1 Numéro de secteur
- Route principale
- Route de gravier
- Cours d'eau intermittent
- Direction / écoulement des eaux
- Tuyau
- Zone de marée (basses eaux)
- Banc exploité de myes

PLAN DE SITUATION

Figure 1
Localisation des stations d'échantillonnage et des sources de pollution, 1992



CÔTE-NORD
Zone coquillière : ZN24
Îlets Jérémie
Secteur : N-4.5.2

Stations d'échantillonnage
Eau (normes non respectées)

- Médiane et %>43 NPP
- Médiane
- %>43 NPP
- Aucune
- R Station ou rivière ou lac

Sources de pollution

- 50 Animaux de ferme (nombre)
- Colonie d'oiseaux
- Mammifères marins
- Zone d'habitation

Autres

- Limite de zone
- Limite de secteur
- N-4.5.2 Numéro de secteur
- Route principale
- Route secondaire
- Route de gravier
- Cours d'eau intermittent
- Direction / écoulement des eaux
- Tuyau
- Zone de marée (basses eaux)
- Banc exploité de myes

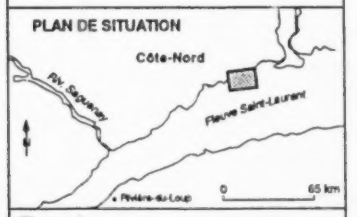


Figure 1
Localisation des stations d'échantillonnage et des sources de pollution - 1992

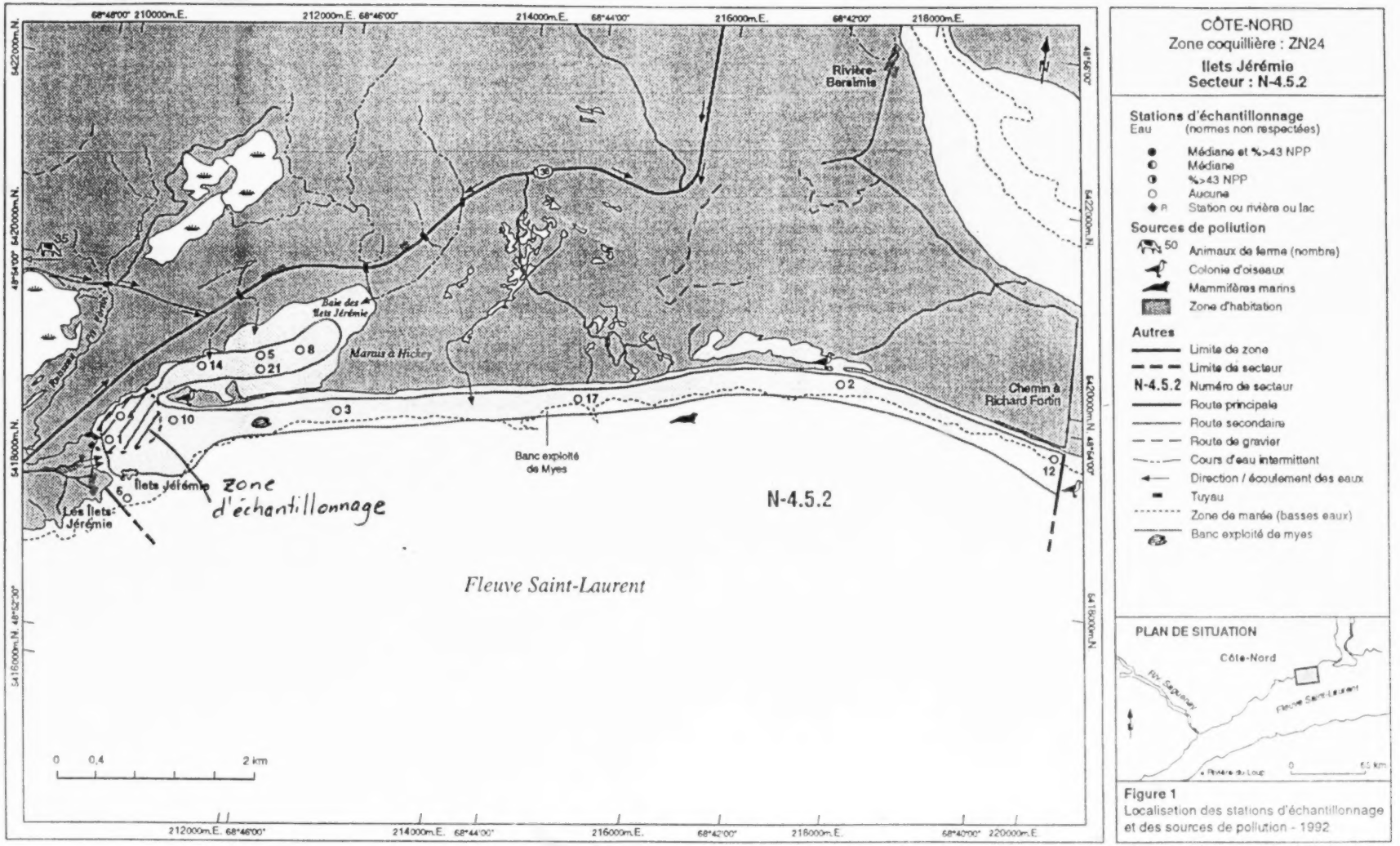
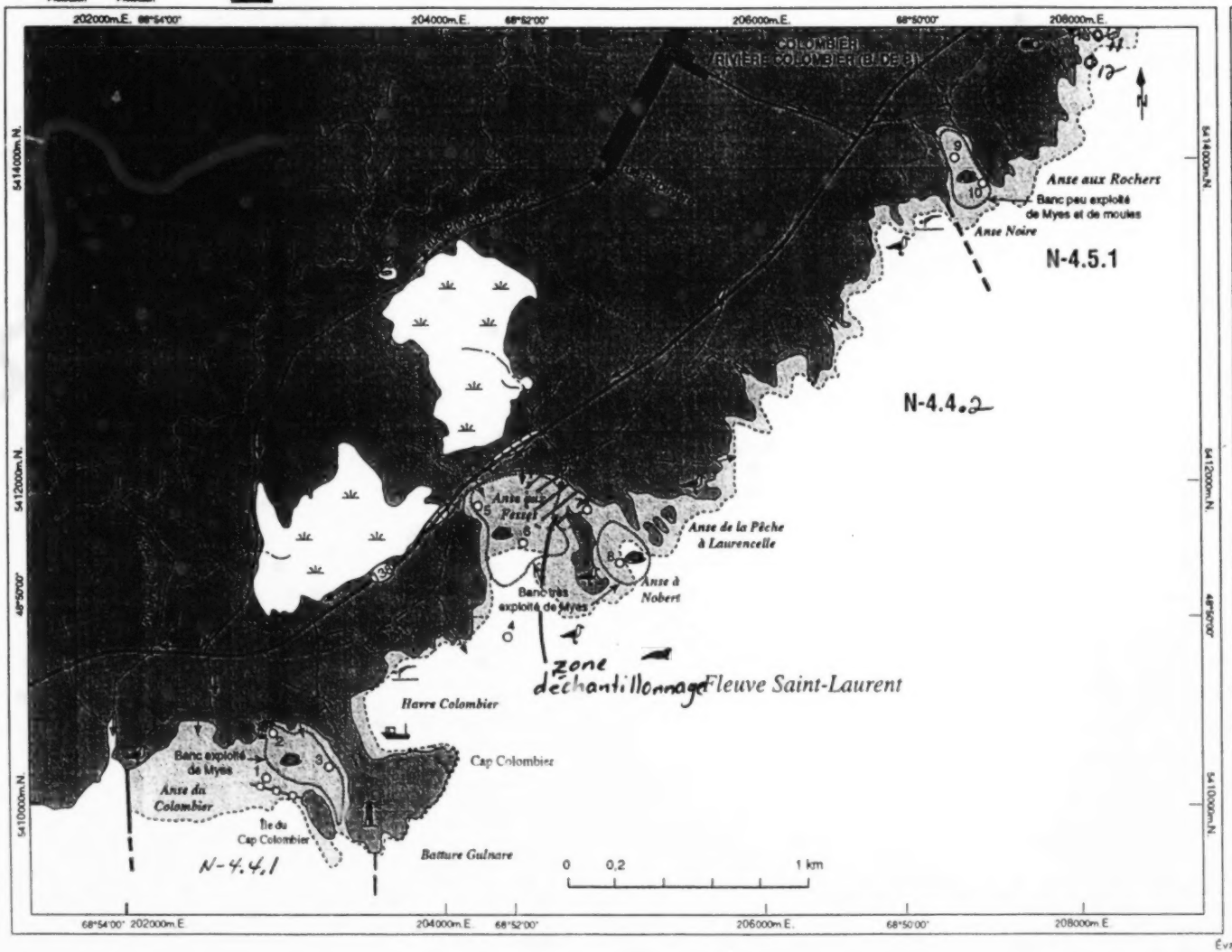


Figure 1
Localisation des stations d'échantillonnage et des sources de pollution - 1992



CÔTE-NORD
Zone coquillière : ZN23
Colombier 4.4.2
Secteurs : N-4.4,/~~N-4.5.1~~ N.4.5.2

Stations d'échantillonnage
Eau (normes non respectées)
O Aucune

Sources de pollution
- Colonie d'oiseaux
- Mammifères marins
- Bateau (ancrage)
- Aire de baignade
- Dépotoir
- Zone d'habitation

Autres
- Limite de zone
- Limite de secteur
- N-4.4.1 Numéro de secteur
- Route principale
- Route secondaire
- Route de gravier
- Cours d'eau intermittent
- Direction / écoulement des eaux
- Phare
- Tuyau
- Engin de pêche
- Zone de marée (basses eaux)
- Banc exploité de moules bleues et/ou de myes

PLAN DE SITUATION

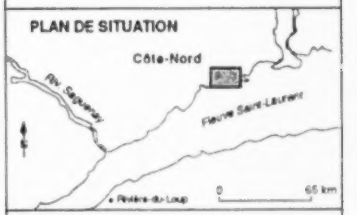
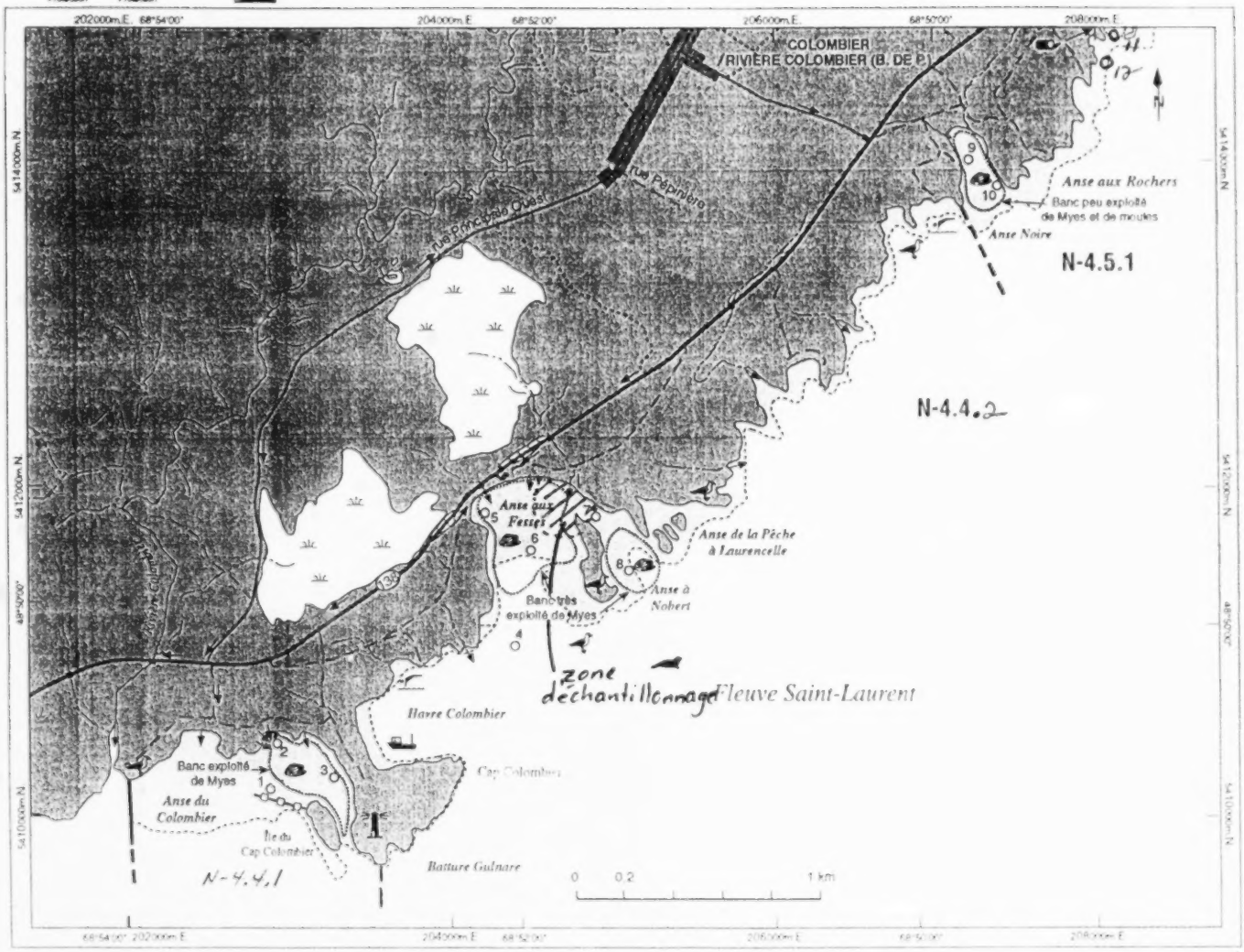


Figure 1
Localisation des stations d'échantillonnage et des sources de pollution - 1992

Évaluation : 1989 — Réévaluation : 1992 — Mise à jour : 1993



CÔTE-NORD
Zone coquillière : ZN23
Colombier 44.2
Secteurs : N-4.4/N-~~4.5.1~~ N 4.5.2

Stations d'échantillonnage
Eau (normes non respectées)
- Aucune

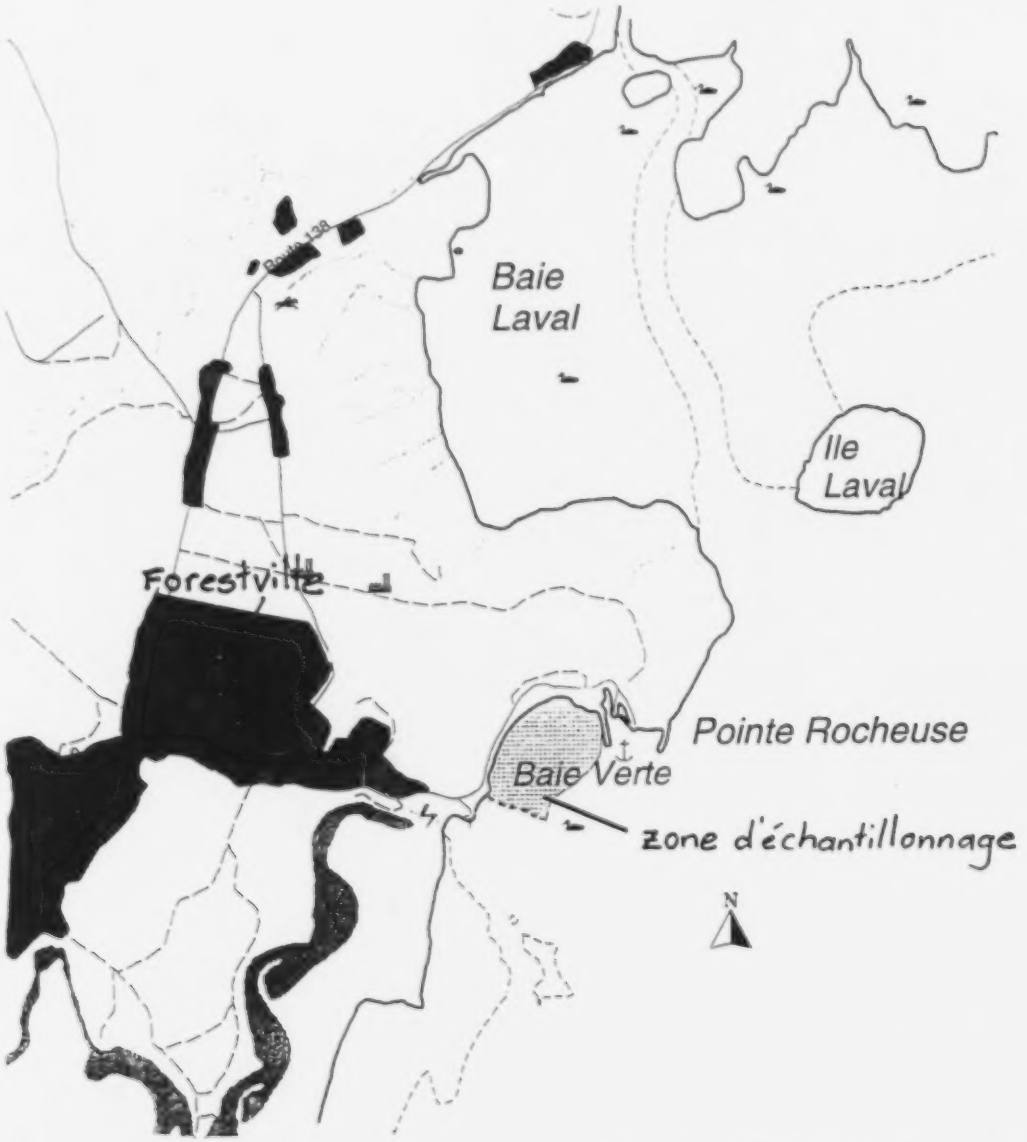
Sources de pollution
- Colonie d'oiseaux
- Mammifères marins
- Bateau (ancrage)
- Aire de baignade
- Dépotoir
- Zone d'habitation

Autres
- Limite de zone
- Limite de secteur
- N-4.4.1 Numéro de secteur
- Route principale
- Route secondaire
- Route de gravier
- Cours d'eau intermittent
- Direction / écoulement des eaux
- Phare
- Tuyau
- Engin de pêche
- Zone de marée (basses eaux)
- Banc exploité de moules bleues et/ou de myes

PLAN DE SITUATION

Figure 1
Localisation des stations d'échantillonnage et des sources de pollution - 1992

Évaluation 1989 — Réévaluation 1992 — Mise à jour 1993



ÉCHELLE APPROXIMATIVE: 1:87000

Localisation approximative: 191800 à 197400 m, 5395100 à 5400800 m

Forestville - secteur Baie Verte

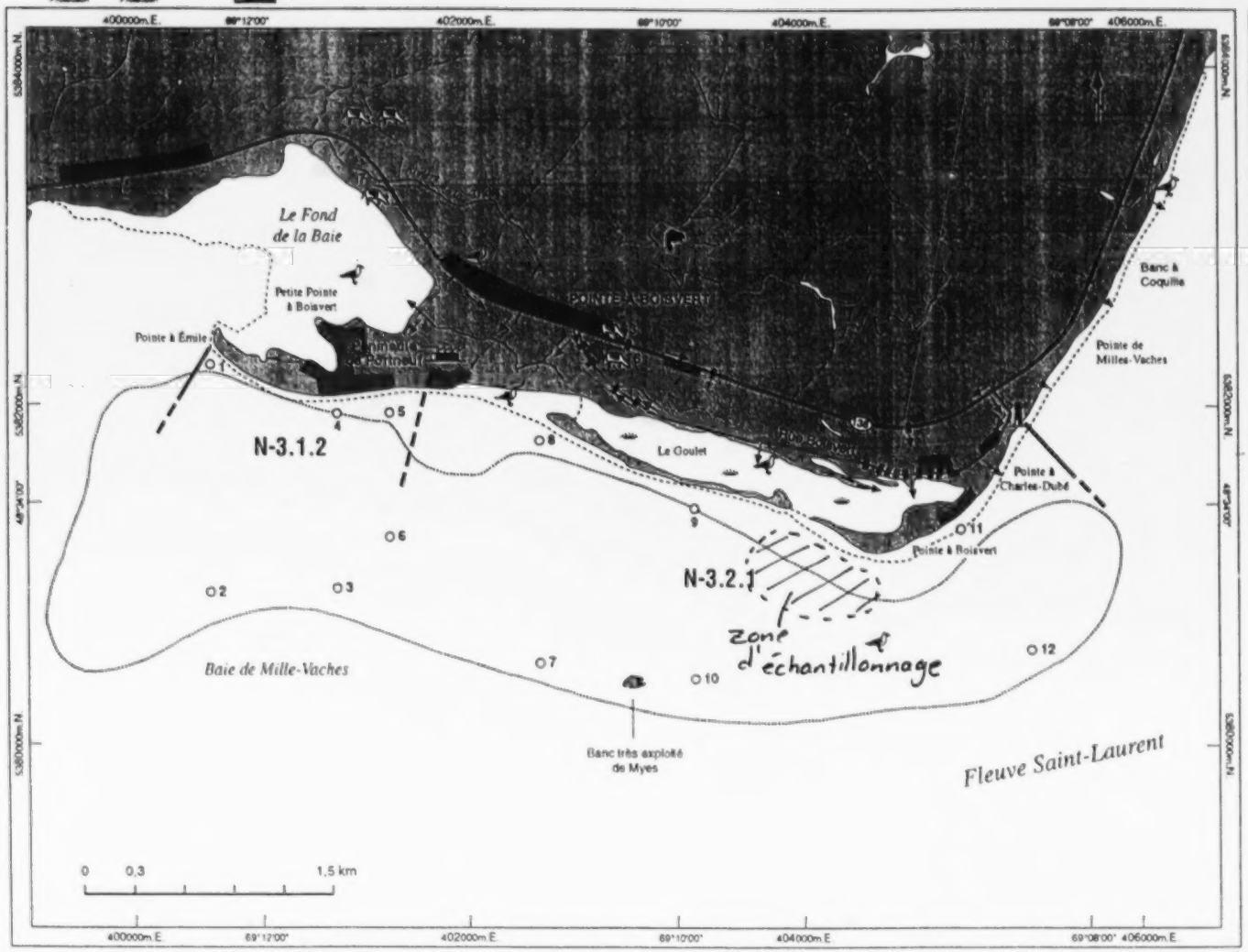
Secteur: N-3.3

Légende

- Littoral
- Ligne des basses eaux
- Route pavée
- Route de gravier
- Plan d'eau
- Zone d'habitation
- Zone d'échantillonnage de mollusques
- Colonie d'oiseaux
- Centre d'équitation
- Installation industrielle
- Installations portuaires
- Centrale hydroélectrique

Projection: UTM, Zone 19, NAD 83

Carte inspirée des cartes du PSEC



CÔTE-NORD
Zone coquillière : ZN14

Pointe-au-Boisvert
Secteurs : N-3.1.2 et N-3.2. .

Stations d'échantillonnage
Eau (normes non respectées)

- Médiane et %>43 NPP
- Médiane
- %>43 NPP
- Aucune
- Station ou rivière ou lac

Sources de pollution

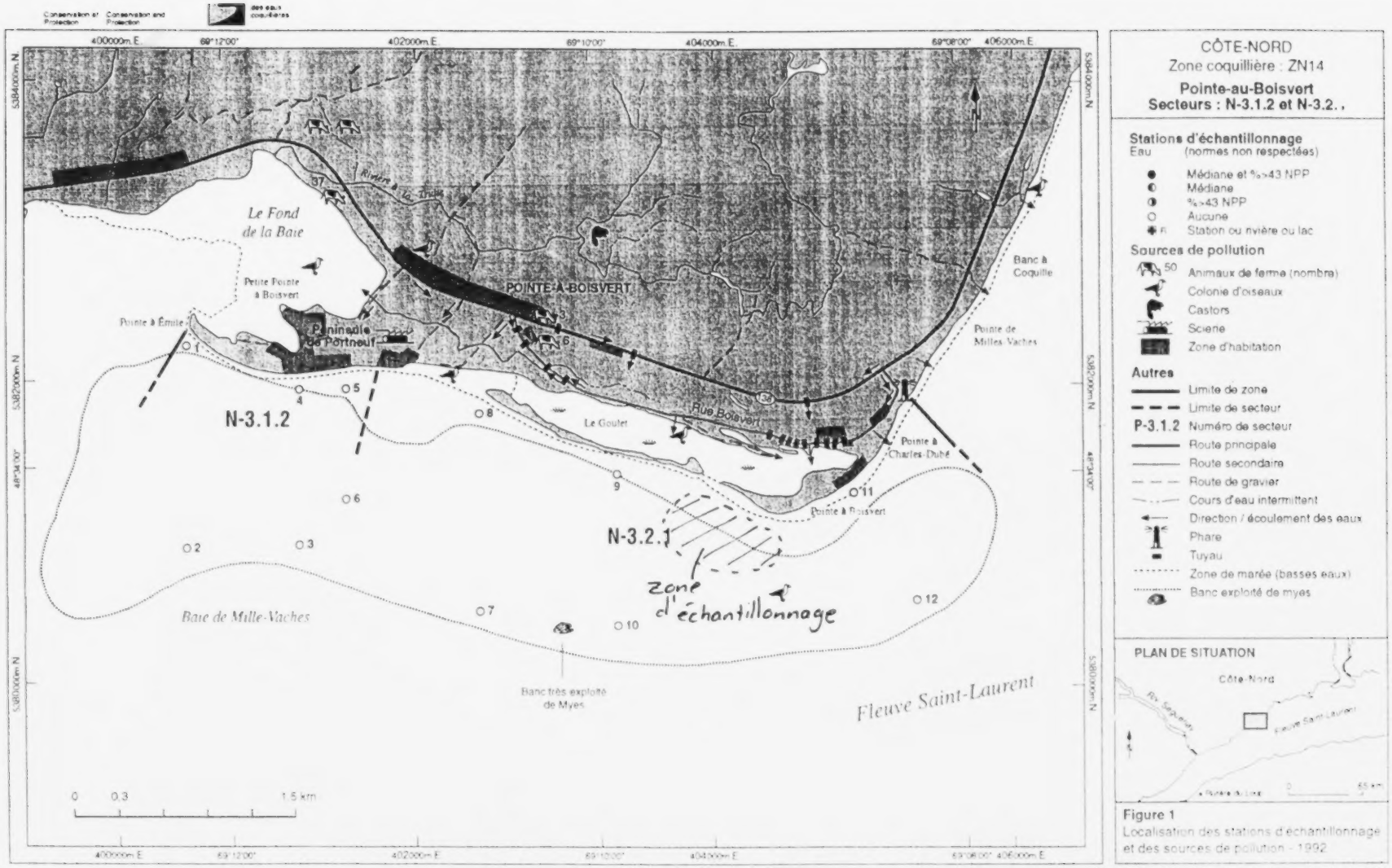
- 50 Animaux de ferme (nombre)
- Colonie d'oiseaux
- Castors
- Scierie
- Zone d'habitation

Autres

- Limite de zone
- Limite de secteur
- P-3.1.2 Numéro de secteur
- Route principale
- Route secondaire
- Route de gravier
- Cours d'eau intermittent
- Direction / écoulement des eaux
- Phare
- Tuyau
- Zone de marée (basses eaux)
- Banc exploité de myes

Figure 1
Localisation des stations d'échantillonnage et des sources de pollution - 1992

Évaluation : 1989 — Réévaluation : 1992 — Mise à jour : 1993



CÔTE-NORD
Zone coquillière : ZN14

Pointe-au-Boisvert
Secteurs : N-3.1.2 et N-3.2.,

Stations d'échantillonnage
Eau (normes non respectées)

- Médiane et %>43 NPP
- Médiane
- %>43 NPP
- Aucune
- Station ou rivière ou lac

Sources de pollution

- 50 Animaux de ferme (nombre)
- Colonie d'oiseaux
- Castors
- Sciene
- Zone d'habitation

Autres

- Limite de zone
- Limite de secteur
- P-3.1.2 Numéro de secteur
- Route principale
- Route secondaire
- Route de gravier
- Cours d'eau intermittent
- Direction / écoulement des eaux
- Phare
- Tuyau
- Zone de marée (basses eaux)
- Banc exploité de myes

PLAN DE SITUATION

Figure 1
Localisation des stations d'échantillonnage et des sources de pollution - 1992

Évaluation 1989 — Réévaluation 1992 — Mise à jour 1993

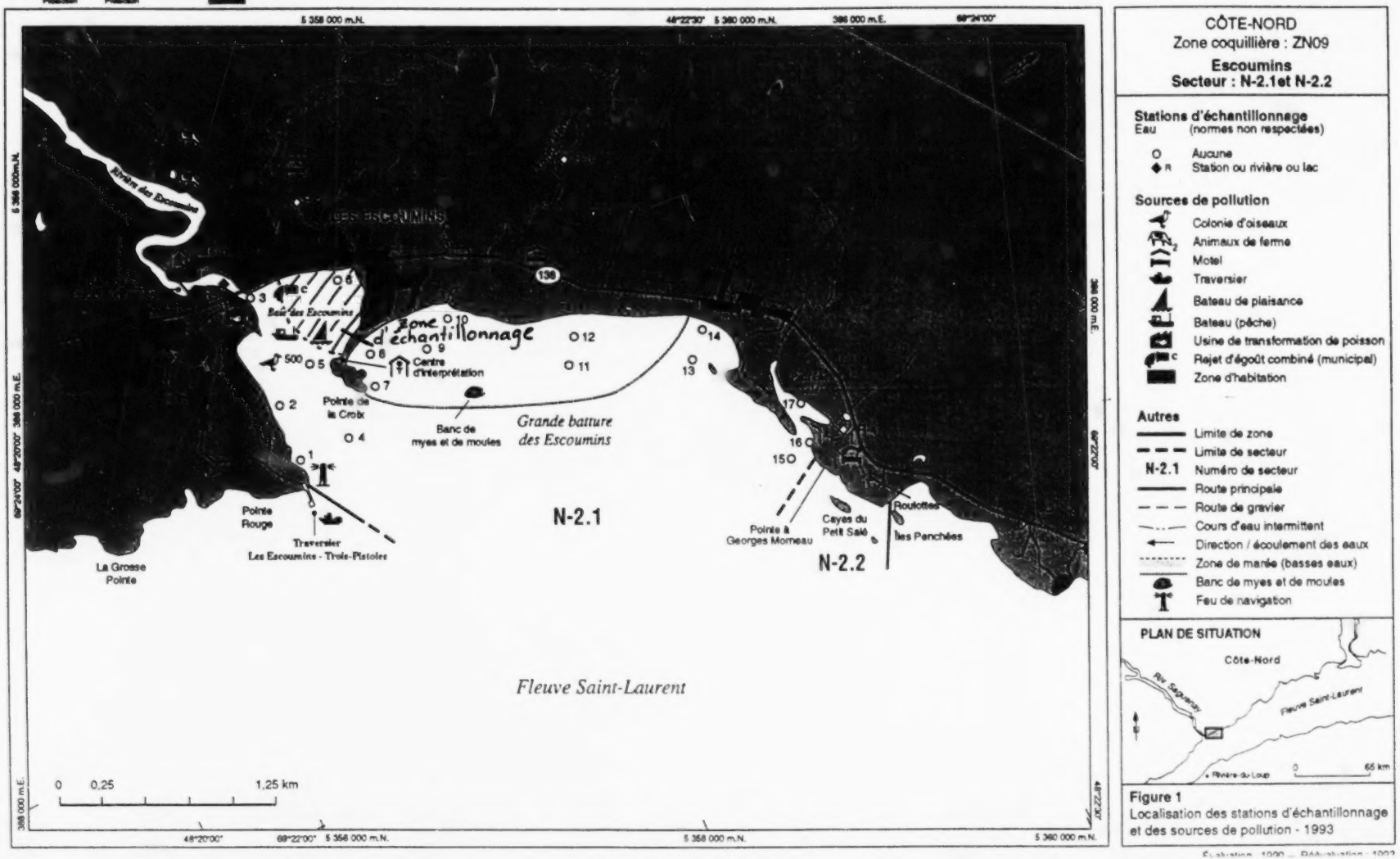
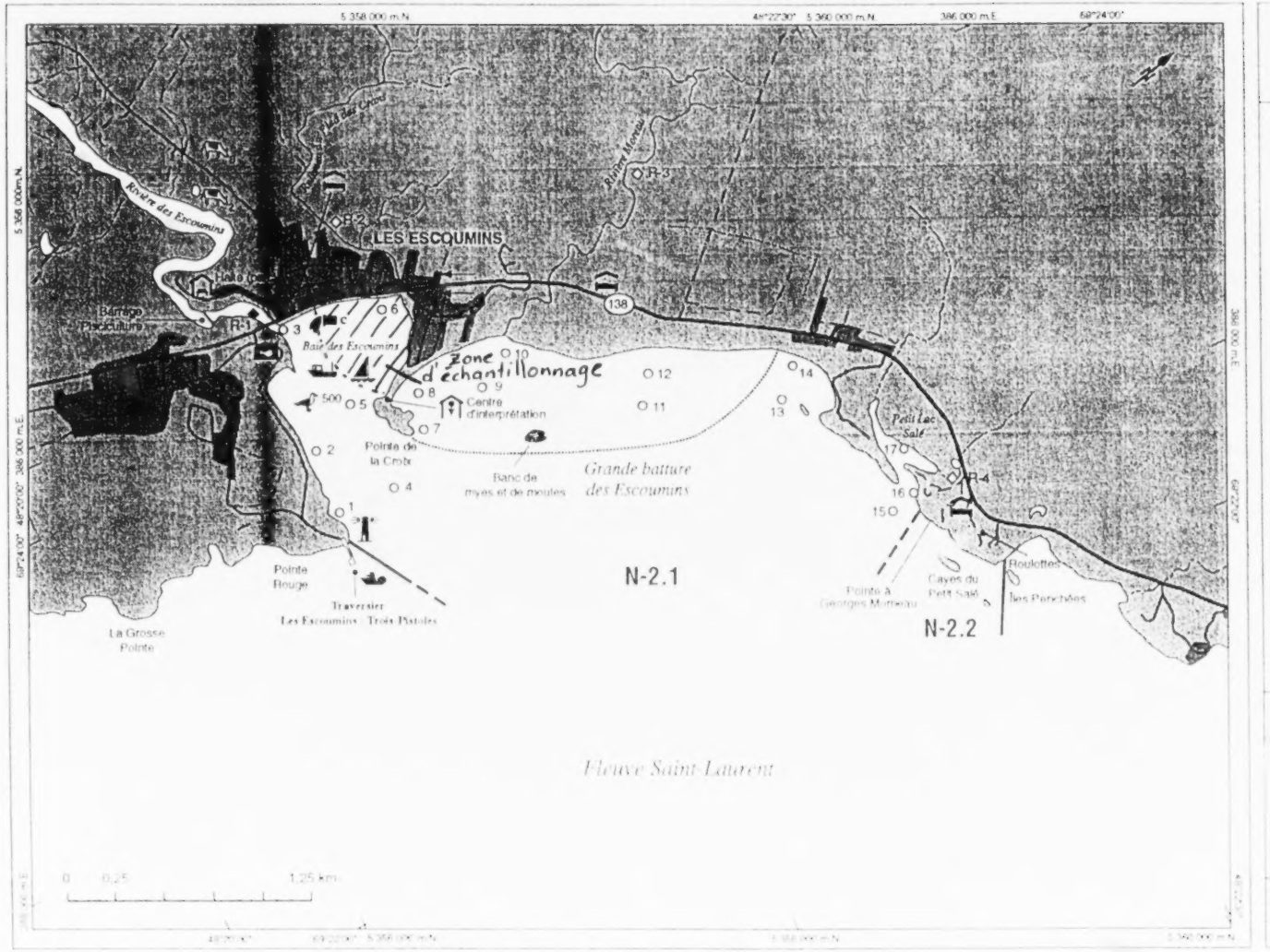


Figure 1
Localisation des stations d'échantillonnage et des sources de pollution - 1993



CÔTE-NORD

Zone coquillière : ZN09

Escoumins

Secteur : N-2.1et N-2.2

Stations d'échantillonnage

Eau (normes non respectées)

- Aucune
- Station ou rivière ou lac

Sources de pollution

- Colonie d'oiseaux
- Animaux de ferme
- Motel
- Traversier
- Bateau de plaisance
- Bateau (pêche)
- Usine de transformation de poisson
- Rejet d'égoût combiné (municipal)
- Zone d'habitation

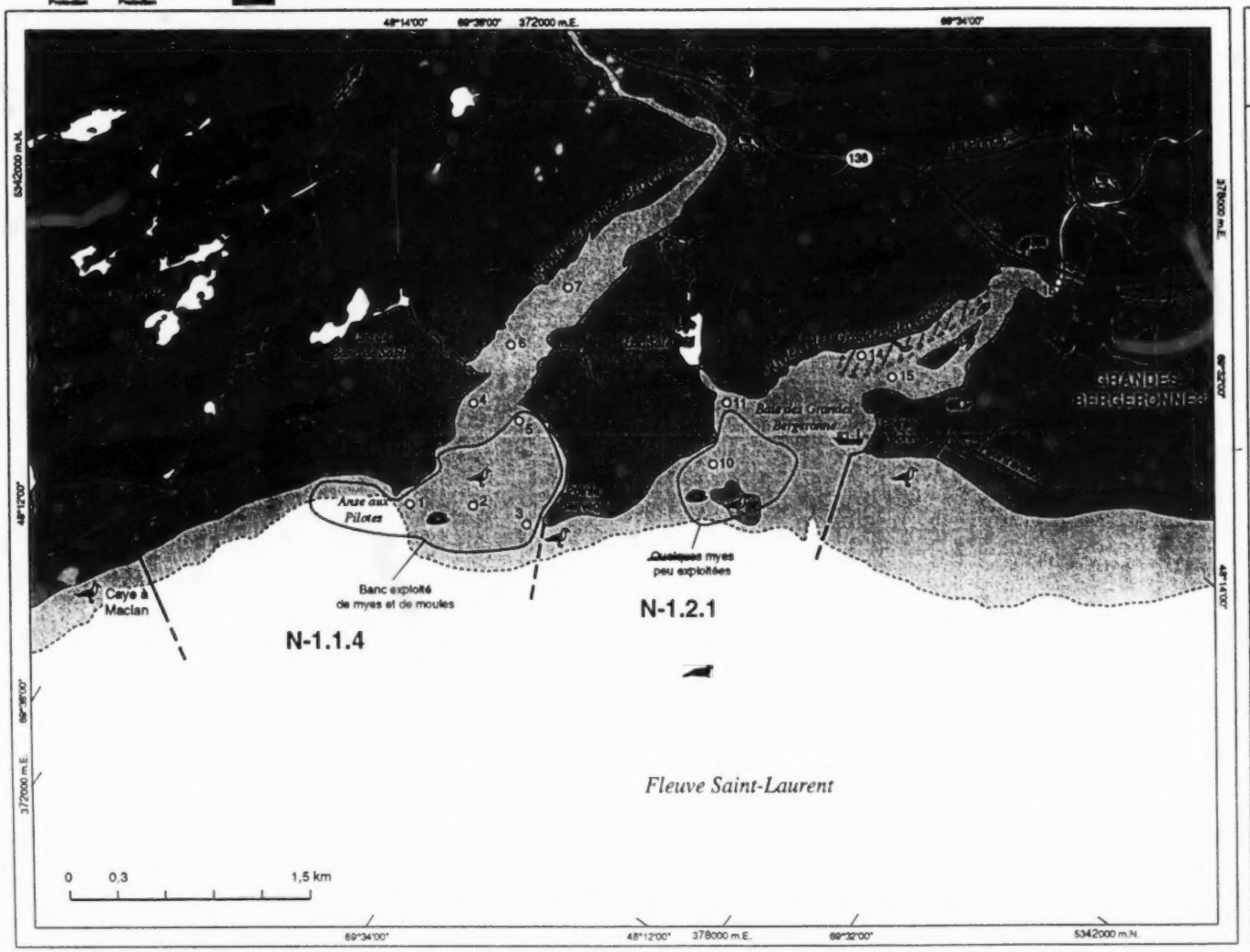
Autres

- Limite de zone
- Limite de secteur
- N-2.1 Numéro de secteur
- Route principale
- Route de gravier
- Cours d'eau intermittent
- Direction / écoulement des eaux
- Zone de marée (basses eaux)
- Banc de myes et de moules
- Feu de navigation

PLAN DE SITUATION

Figure 1

Localisation des stations d'échantillonnage et des sources de pollution - 1993



CÔTE-NORD
Zone coquillière : ZN07

Bergeronnes
Secteurs : N-1.1.4 et N-1.2.1

Stations d'échantillonnage
Eau (normes non respectées)

- Médiane et %>43 NPP
- Médiane
- %>43 NPP
- Aucune
- R Station ou rivière ou lac

Sources de pollution

- Colonie d'oiseaux
- Mammifères marins
- 30 Animaux de ferme
- Bateau (ancrage)
- Dépotoir
- S Rejet d'égoût sanitaire (domestique)
- Zone d'habitation

Autres

- Limite de zone
- Limite de secteur
- N-1.1.4 Numéro de secteur
- Route principale
- Route de gravier
- Cours d'eau intermittent
- Direction / écoulement des eaux
- Zone de marée (basses eaux)
- Banc de myes et de moules

PLAN DE SITUATION

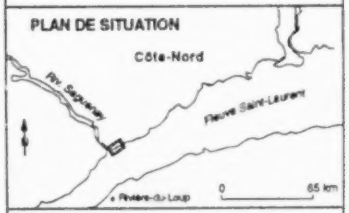


Figure 1
Localisation des stations d'échantillonnage et des sources de pollution - 1993

Évaluation : 1990 — Réévaluation : 1993

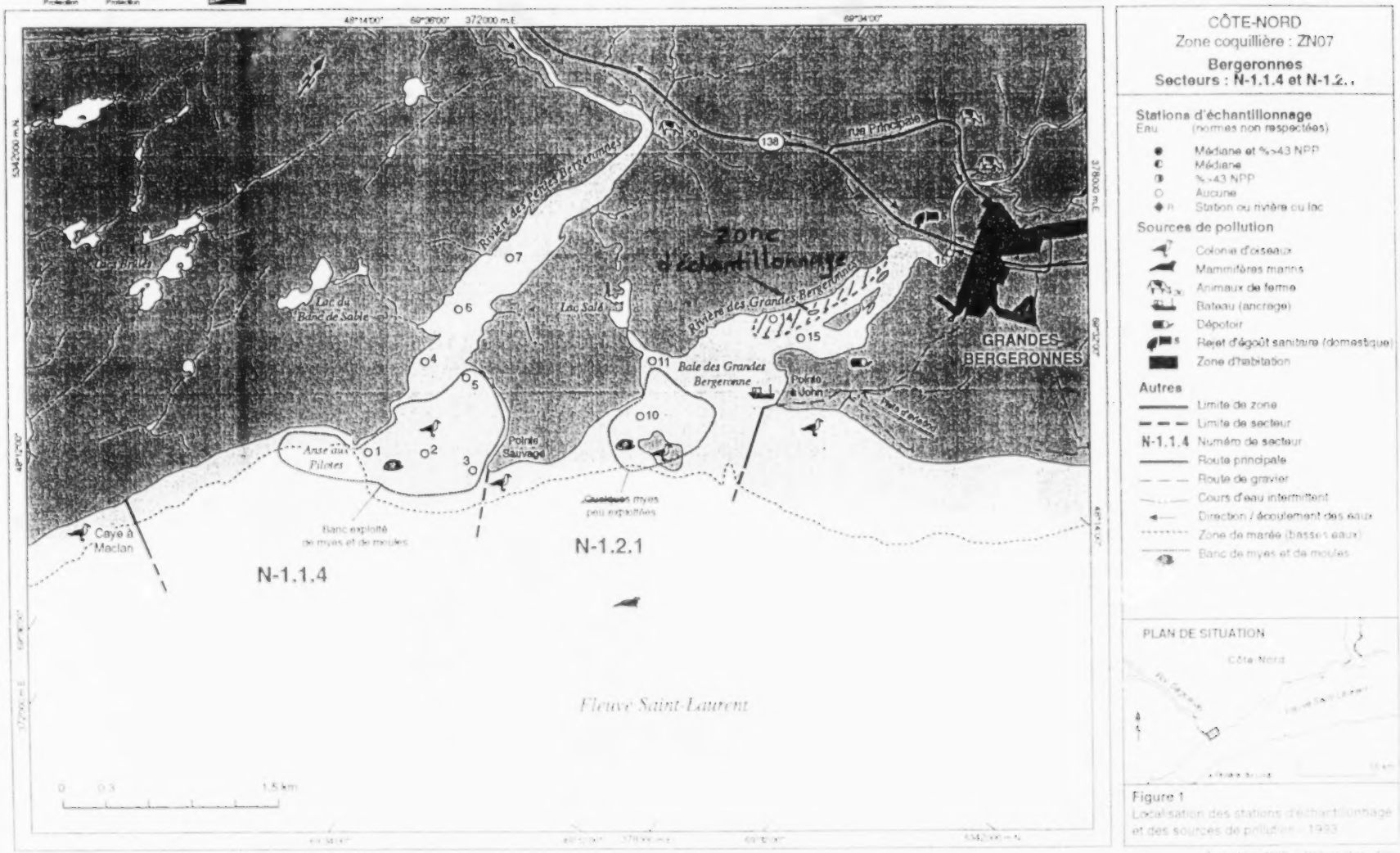


Figure 1
Localisation des stations d'échantillonnage et des sources de pollution - 1993

ANNEXE B

MÉTHODOLOGIE POUR LA DÉTECTION ET L'IDENTIFICATION DE *C. PARVUM* ET *GIARDIA* SP DANS LES MYES

ANNEXE B

Méthodologie pour la détection et l'identification de *C. parvum* et *Giardia* sp dans les myes

L'analyse des échantillons de myes pour la recherche des parasites *Giardia* et *Cryptosporidium* nécessite les étapes suivantes : la préparation de l'échantillon, la concentration, la purification, la détection et l'identification.

Préparation

Lors de la réception de l'homogénat de myes, 100 g de l'échantillon a été pesé. La chair des myes a été séparée du liquide et les 2 fractions de l'échantillon sont traitées séparément. La proportion des deux fractions a été calculée et les résultats obtenus ont été recombinés pour obtenir le résultat final par 100 g d'homogénat. Après quelques analyses, il est ressorti que la chair des myes cause une interférence avec la méthode de coloration des kystes de *Giardia* et des oocystes de *Cryptosporidium*. Dans le but de régler ce problème, les myes ont dès lors été disséquées pour ne conserver que le système digestif, afin de diminuer la quantité de chair à analyser. Les parties éliminées des myes (le pied, les muscles et les gonades) étaient bien rincées avec le tampon d'élution qui était ensuite ajouté aux parties conservées dans un contenant conique à centrifugation d'une capacité de 500 ml.

Concentration

Le volume de tampon d'élution était ensuite complété à 200 ml et environ 4 ml de formaldéhyde était ajouté. Les contenants étaient bien agités puis centrifugés à 4 300 RPM pendant 20 minutes. Le surnageant était jeté et le culot obtenu était resuspendu dans 200 ml de « tween 80 » 0,1 %. Les contenants étaient ensuite bien agités pour resuspendre le culot, puis centrifugés de nouveau à 4 300 RPM pendant 20 minutes. Après avoir jeté le surnageant, le culot obtenu était resuspendu dans du « tween 80 » 0,1 % et ensuite transvidé dans des tubes de 50 ml avant d'être à nouveau centrifugé à 4 300 RPM pendant 20 minutes. Le surnageant était de nouveau éliminé et le culot resuspendu dans du « tween 80 » 0,1 %. Les tubes étaient ensuite mis dans un bain à ultrason pendant 20 minutes.

Purification

Les échantillons étaient ensuite purifiés sur un double gradient de sucrose afin d'éliminer les impuretés. De cette façon, le matériel en suspension possédant une gravité spécifique inférieure aux deux concentrations de sucrose était retenu aux deux interfaces.

Dans un tube à centrifugeuse de 50 ml, on ajoutait 15 ml de sucrose à 50 % sur 15 ml de sucrose à 66 %. Un volume de 10 ml du culot resuspendu précédemment était ensuite ajouté et le

tube était centrifugé à 2 000 RPM pendant 20 minutes. Le volume de culot resuspendu précédemment détermine le nombre de gradient de sucrose à effectuer. Le surnageant de chacun des gradients de sucrose était ensuite recueilli dans des tubes de 50 ml et centrifugé à 4 300 RPM pendant 20 minutes. Le surnageant était éliminé et le culot était resuspendu dans du « tween 80 » 0,1 % avant d'être centrifugé à 6 000 RPM pendant 30 minutes. Le surnageant était ensuite jeté, le culot mesuré à l'aide des graduations du tube et du « tween 80 » 0,1 % ensuite était ajouté à raison de 2 parties de « tween 80 » 0,1 % par partie de culot.

Détection et identification

Finalement la détection et l'identification des parasites ont été réalisées par examen microscopique des concentrés purifiés en utilisant une technique de coloration à l'aide d'anticorps fluorescents et de critères morphologiques.

La technique d'immunofluorescence indirecte est utilisée étant donné qu'elle permet un meilleur dépistage en raison du contraste créé entre les organismes recherchés et les autres particules. Cette technique est importante pour détecter *Cryptosporidium*, lequel peut être facilement confondu en raison de sa petite taille.

On réalise cette technique de la façon suivante : un échantillon purifié est incubé 30 minutes à 35 °C avec des anticorps monoclonaux murins dirigés contre des antigènes de surface des kystes de *Giardia* et des oocystes de *Cryptosporidium.*

Après rinçage, l'échantillon est incubé une seconde fois 30 minutes à 35 °C avec des anticorps dirigés contre les immunoglobulines murines; ces anticorps sont conjugués avec un composé fluorescent, soit l'isothiocyanate de fluorescéine (FITC).

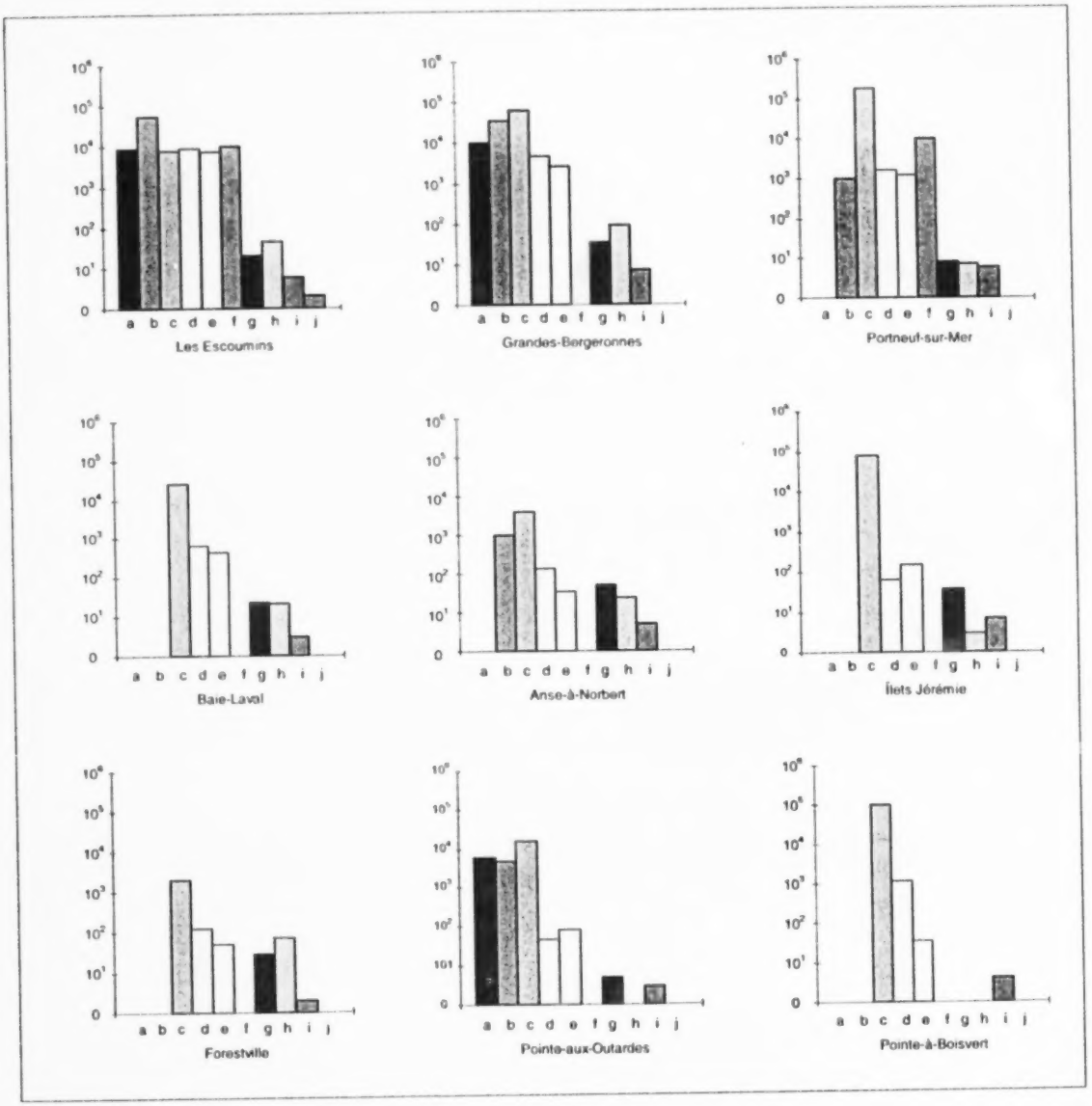
Après avoir effectué un lavage afin d'éliminer les anticorps conjugués non fixés, les lames sont examinées à l'aide d'un microscope à épifluorescence. Les organismes possédant la fluorescence typique vert pomme en épifluorescence et les caractéristiques morphologiques en contraste de phase sont recherchés. Ces conditions doivent être respectées pour obtenir un résultat confirmé. Les résultats présomptifs sont obtenus lorsque les kystes et les oocystes sont vert pomme en épifluorescence mais qu'un nombre insuffisant d'organites internes sont observés en contraste de phase. Les anticorps pour *Giardia* sont pan-spécifiques et devraient réagir avec toutes les espèces de *Giardia.* Les anticorps de *Cryptosporidium* sont dirigés contre *C. parvum.*

ANNEXE C

ABONDANCE DES INDICATEURS ET DES PATHOGÈNES DANS LES MYES PAR SITE D'ÉCHANTILLONNAGE

ANNEXE C

Abondance des indicateurs potentiels et des pathogènes à chaque site d'échantillonnage pour l'ensemble des rondes. Pour les six indicateurs et les pathogènes *C. parvum* et *Giardia* sp, l'abondance est en $\log_{10}$ par 100 g de chair. Pour *Campylobacter* sp et les Salmonelles, il s'agit de présence ($\log_{10}$ (2)) ou d'absence ($\log_{10}$ (1)) dans 25g



Légende:

a: *E. coli*
b: Coliformes fécaux
c: Entérocoques
d: Coliphages mâles
e: Coliphages somatiques
f: *C. perfringens*
g: *C. parvum*
h: *Giardia sp*
i: *Campylobacter sp* $\log_{10}$ (1) pour absence et $\log_{10}$ (2) pour présence dans 25g
j: Salmonelles $\log_{10}$ (1) pour absence et $\log_{10}$ (2) pour présence dans 25g

ANNEXE D

MATRICES POUR LES CALCULS DE SENSIBILITÉ, SPÉCIFICITÉ ET VALEURS PRÉDICTIVES DES INDICATEURS EN FONCTION DES PATHOGÈNES

ANNEXE D

Matrices utilisées pour le calcul de sensibilité, spécificité et valeurs prédictives de chaque indicateur potentiel en fonction de l'ensemble des pathogènes (pathogènes groupés, n=41)

Coliphages somatiques	pathogènes détectés	pathogènes non détectés	total
indicateur détecté	34	2	36
indicateur non détecté	3	2	5
total	37	4	41

Coliphages mâles	pathogènes détectés	pathogènes non détectés	total
indicateur détecté	22	3	25
indicateur non détecté	15	1	16
total	37	4	41

E. coli	pathogènes détectés	pathogènes non détectés	total
indicateur détecté	6	0	6
indicateur non détecté	31	4	35
total	37	4	41

Coliformes fécaux	pathogènes détectés	pathogènes non détectés	total
indicateur détecté	9	0	9
indicateur non détecté	28	4	32
total	37	4	41

Entérocoques	pathogènes détectés	pathogènes non détectés	total
indicateur détecté	13	2	15
indicateur non détecté	24	2	26
total	37	4	41

C. perfringens	pathogènes détectés	pathogènes non détectés	total
indicateur détecté	1	0	1
indicateur non détecté	36	4	40
total	37	4	41

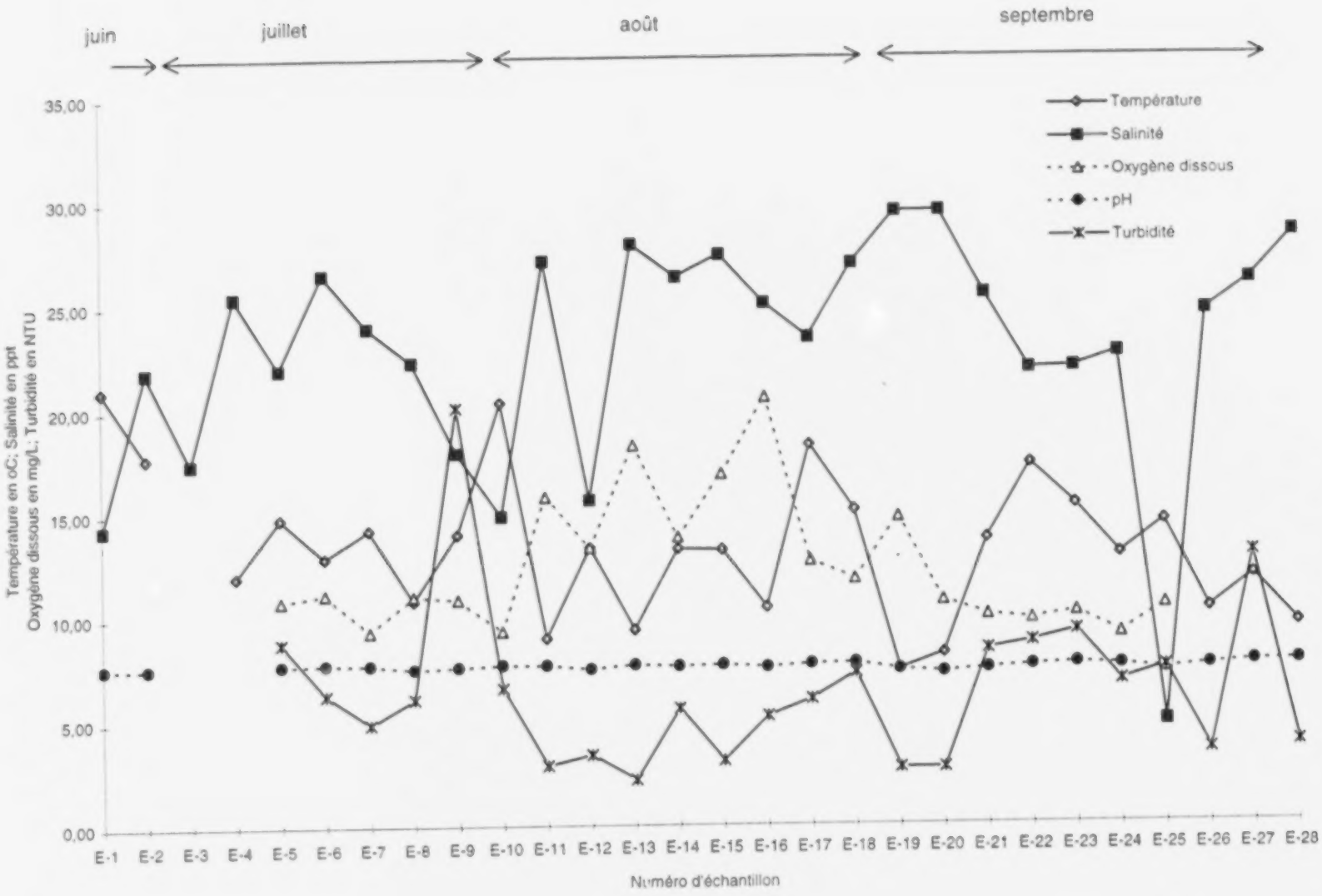
ANNEXE E

PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU

ANNEXE E.1 Moyenne et écart-type des échantillons d'eau pour la température, la salinité, l'oxygène dissous, le pH et la turbidité (mesurés à l'aide de la sonde multiparamètre)

#ÉCH.	TEMPÉRATURE		SALINITÉ		OXYGÈNE DISSOUS		PH		TURBIDITÉ		N
	moyenne (°C)	(écart-type)	moyenne (ppt)	(écart-type)	moyenne (mg/L)	(écart-type)	moyenne	(écart-type)	moyenne (NTU)	(écart-type)	
E-1	21,00		14,32		n.d.		7,63		n.d.		1
E-2	17,75		21,87		n.d.		7,62		n.d.		1
E-3	n.d.		17,44		n.d.		n.d.		n.d.		1
E-4	12,00		25,43		n.d.		n.d.		n.d.		1
E-5	14,79	(1,16)	21,98	(2,27)	10,80	(0,57)	7,73	(0,04)	8,8	(1,85)	18
E-6	12,89	(0,78)	26,50	(0,72)	11,12	(1,05)	7,76	(0,03)	6,3	(1,36)	18
E-7	14,22	(1,82)	23,94	(1,87)	9,32	(1,57)	7,72	(0,02)	4,9	(3,09)	18
E-8	10,79	(1,16)	22,27	(4,61)	11,00	(2,50)	7,52	(0,08)	6,1	(1,30)	18
E-9	13,99	(0,32)	17,91	(2,58)	10,84	(2,85)	7,60	(0,05)	20,1	(4,00)	18
E-10	20,34	(1,02)	14,86	(3,01)	9,33	(1,91)	7,71	(0,04)	6,6	(1,10)	18
E-11	8,98	(0,57)	27,10	(0,64)	15,76	(7,72)	7,69	(0,03)	2,9	(1,00)	18
E-12	13,33	(0,86)	15,62	(5,16)	13,33	(6,99)	7,50	(0,06)	3,4	(1,40)	18
E-13	9,37	(0,36)	27,88	(0,37)	18,22	(3,53)	7,70	(0,02)	2,2	(0,90)	18
E-14	13,24	(1,17)	26,31	(1,71)	13,80	(1,08)	7,62	(0,04)	5,6	(0,80)	18
E-15	13,19	(0,79)	27,36	(0,22)	16,83	(6,77)	7,67	(0,02)	3,1	(0,60)	18
E-16	10,39	(0,44)	25,02	(2,03)	20,51	(7,45)	7,55	(0,03)	5,2	(2,30)	18
E-17	18,21	(0,98)	23,37	(1,12)	12,62	(4,82)	7,69	(0,03)	6,0	(1,30)	18
E-18	15,07	(0,62)	26,91	(0,50)	11,74	(2,23)	7,73	(0,02)	7,3	(2,03)	18
E-19	7,41	(1,18)	29,38	(0,61)	14,71	(3,60)	7,40	(0,07)	2,7	(0,90)	18
E-20	8,16	(0,27)	29,41	(0,33)	10,68	(0,40)	7,25	(0,02)	2,7	(1,00)	18
E-21	13,65	(0,43)	25,42	(2,68)	9,97	(0,53)	7,42	(0,02)	8,4	(1,20)	18
E-22	17,24	(0,91)	21,81	(3,11)	9,76	(0,32)	7,54	(0,08)	8,7	(0,90)	18
E-23	15,27	(0,77)	21,88	(2,38)	10,10	(0,51)	7,64	(0,02)	9,2	(1,50)	18
E-24	12,87	(0,26)	22,56	(1,23)	9,05	(0,70)	7,55	(0,03)	6,8	(2,60)	18
E-25	14,44	(0,98)	4,85	(2,15)	10,42	(0,39)	7,31	(0,11)	7,5	(1,62)	18
E-26	10,22	(0,48)	24,55	(2,05)	n.d.		7,52	(0,03)	3,50	(0,60)	18
E-27	11,79	(0,74)	26,01	(1,12)	n.d.		7,66	(0,02)	12,90	(1,60)	18
E-28	9,51	(0,07)	28,28	(0,37)	n.d.		7,69	(0,01)	3,80	(1,60)	18

n.d. : données non disponibles



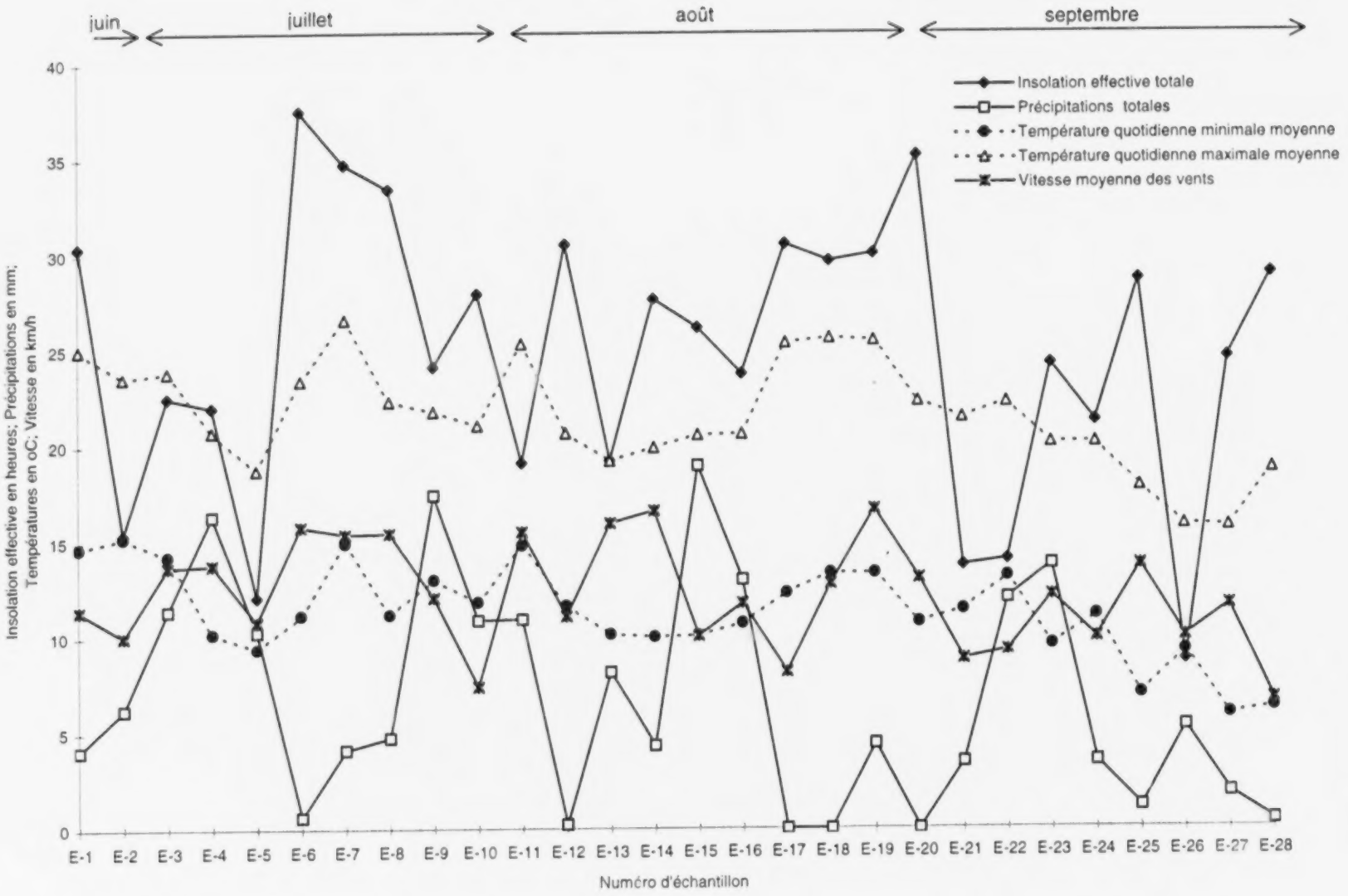
ANNEXE E.2 Moyenne des paramètres physico-chimiques pour chaque échantillon d'eau

ANNEXE F

PARAMÈTRES MÉTÉOROLOGIQUES

ANNEXE F.1 **Conditions météorologiques moyennées (températures, vitesse) ou additionnées (insolation, précipitations) pour le jour de chaque échantillonnage d'eau et pour les 48 heures précédentes**

Numéro d'échantillons	Date	Insolation effective (h)	Précipitations totales (mm)	Température quotidienne minimale (°C)	Température quotidienne maximale (°C)	Vitesse moyenne des vents (km/h)
E-1	27/06/99	17,0	2,4	15,4	25,7	12,4
E-2	29/06/99	7,0	6,1	14,5	22,9	9,9
E-3	04/07/99	17,1	4,9	14,0	23,2	10,5
E-4	07/07/99	11,8	13,4	9,9	20,3	16,7
E-5	11/07/99	6,6	10,2	9,6	17,7	9,1
E-6	14/07/99	23,3	0,3	12,3	23,8	15,9
E-7	18/07/99	24,6	3,7	15,4	27,1	13,4
E-8	21/07/99	22,8	2,2	10,1	21,7	16,6
E-9	26/07/99	10,3	17,4	13,2	20,7	11,3
E-10	28/07/99	19,9	1,6	11,2	21,5	5,5
E-11	01/08/99	13,7	8,5	15,0	25,4	17,9
E-12	04/08/99	22,0	0,2	11,2	20,5	9,2
E-13	09/08/99	10,5	7,1	9,7	18,8	14,9
E-14	11/08/99	18,6	0,2	9,8	20,1	14,6
E-15	15/08/99	21,1	11,5	9,6	20,6	8,2
E-16	18/08/99	11,4	13,0	11,5	19,2	11,1
E-17	23/08/99	18,7	0,0	12,6	25,4	8,5
E-18	25/08/99	20,2	0,0	13,9	24,7	13,6
E-19	29/08/99	17,9	0,3	13,1	25,5	21,2
E-20	01/09/99	24,3	0,0	10,5	23,5	12,8
E-21	06/09/99	7,3	3,5	11,1	22,0	7,8
E-22	08/09/99	13,5	10,3	13,4	23,0	9,0
E-23	13/09/99	21,1	0,1	9,1	20,7	12,6
E-24	15/09/99	11,8	3,5	12,8	20,3	10,0
E-25	20/09/99	18,8	0,0	6,8	18,2	12,6
E-26	22/09/99	0,0	5,3	9,2	14,3	7,2
E-27	26/09/99	18,7	1,4	4,8	15,4	10,7
E-28	29/09/99	17,9	0,0	8,1	19,4	8,2



ANNEXE F.2 Conditions météorologiques moyennées (températures, vitesse) ou additionnées (insolation, précipitations) pour le jour de chaque échantillonnage d'eau et pour les 48 heures précédentes

ANNEXE G

RÉSULTATS BRUTS DES ANALYSES MICROBIOLOGIQUES

ANNEXE G.1 Résultats bruts des analyses microbiologiques pour les myes

1: P-aux-O = Pointe-aux-Outardes
A-à-N = Anse-à-Norbert
B-Lvl = Baie-Laval
Frstvl = Forestville
P-sur-M = Portneuf-sur-Mer
P-à-B = Pointe-à-Boivert
I. Jérémie = Îlets Jérémie
Escmns = Les Escoumins
Grds-B = Grande-Bergeronnes

2: délai entre le prélèvement et l'arrivée au laboratoire
3: oocystes présomptifs, sauf mention contraire
4: kystes présomptifs, sauf mention contraire

#Éch.	site[1]	date	heure de prélèvement	délai[2] h:m	E. coli / 100g	Coliformes fécaux / 100g	Coliphages mâles / 100g	Coliphages somatiques UFP/100g	Clostridium perfringens / 100g	Entérocoques / 100g	Cryptosporidium parvum[3] / 100g	Giardia sp[4] / 100g	Salmonelles / 25g	Campylobacter thermotolérants / 25g	REMARQUES
1.1	P-aux-O	99-06-28	09:15	30:45	<1000	<1000	<5	4	<10000	<1000	-	-	A	A	contamination par eau de glacière?
2.1	A-à-N	99-06-28	09:15	30:45	<1000	<1000	<4	<2	<10000	<1000	0	0	A	A	contamination par eau de glacière?
3.1	B-Lvl	99-06-27	08:40	31:20	<1000	<1000	98	100	<10000	<1000	0	0	A	P	contamination par eau de glacière? Campylobacter coli
4.1	Frstvl	99-07-01	11:00	21:00	<1000	<1000	56	6	<10000	<1000	-	-	A	A	
5.1	P-sur-M	99-06-27	08:40	31:20	<1000	1000	<6	9	<10000	<1000	0	0	A	P	contamination par eau de glacière? Campylobacter coli
6.1	P-à-B	99-07-01	11:00	21:00	<1000	<1000	<2	<4	<10000	<1000	-	-	A	A	
7.1	I.Jérémie	99-07-06	14:35	17:55	<1000	<1000	18	19	<10000	3000	0	0	A	A	
8.1	Escmns	99-06-29	09:50	22:40	<1000	<1000	60	1800	<10000	1000	-	-	A	A	
9.1	Grds-B	99-06-29	09:50	22:40	<1000	<1000	40	300	<10000	4000	0	0	A	A	
1.2	P-aux-O	99-07-06	14:35	17:55	<1000	<1000	<2	<2	<10000	<1000	-	-	A	A	
2.2	A-à-N	99-07-05	13:45	20:00	<1000	<1000	72	<2	<10000	<1000	0	0	A	A	
3.2	B-Lvl	99-07-05	13:45	20:00	<1000	<1000	128	6	<10000	<1000	0	0	A	P	Campylobacter coli
4.2	Frstvl	99-07-07	15:35	16:55	<1000	<1000	39	<2	<10000	1000	-	-	A	A	
5.2	P-sur-M	99-07-12	08:35	26:45	<1000	<1000	<4	180	<10000	<1000	0	1	A	A	
6.2	P-à-B	99-07-07	15:35	16:55	<1000	<1000	51	5	<10000	1000	-	-	A	A	
7.2	I.Jérémie	99-07-12	08:35	26:45	<1000	<1000	<4	78	<10000	<1000	17	0	A	P	Campylobacter jejuni
8.2	Escmns	99-07-13	09:25	24:35	1000	50000	960	1600	<10000	1000	-	-	A	A	
9.2	Grds-B	99-07-13	09:25	24:35	3000	18000	1176	200	<10000	37000	0	32	A	P	Campylobacter lari (souche particulière à faire confirmer)
1.3	P-aux-O	99-08-04	14:00	18:30	<1000	<1000	<10	2	<10000	<1000	4	0	A	A	
2.3	A-à-N	99-07-26	08:20	26:10	<1000	<1000	58	<2	<10000	4000	19	0	A	P	Campylobacter lari
3.3	B-Lvl	99-07-27	08:55	23:35	<1000	<1000	282	6	<10000	26000	5	2	A	A	
4.3	Frstvl	99-07-28	09:30	23:00	<1000	<1000	<5	5	<10000	1000	-	-	A	A	
5.3	P-sur-M	99-07-27	08:55	23:35	<1000	<1000	109	180	<10000	2000	5	0	A	P	Campylobacter lari
6.3	P-à-B	99-07-28	09:30	23:00	<1000	<1000	10	<1	<10000	<1000	-	-	A	A	
7.3	I.Jérémie	99-07-26	08:20	26:10	<1000	<1000	4	22	<10000	62000	8	2	A	P	Campylobacter lari
8.3	Escmns	99-08-03	13:10	19:20	1000	1000	1306	790	<10000	<1000	-	-	A	P	Campylobacter thermotolérants; impossible de déterminer l'sp; souche difficile à purifier
9.3	Grds-B	99-08-03	13:10	19:20	<1000	1000	286	294	<10000	5000	2	18	A	A	
1.4	P-aux-O	99-08-10	08:25		6000	5000	32	8	<10000	13000	-	-	A	A	
2.4	A-à-N	99-08-09	07:35	05:25	<1000	1000	2	<2	<10000	<1000	2	0	A	A	
3.4	B-Lvl	99-08-09	19:20		<1000	<1000	90	14	<10000	<1000	8	0	A	A	
4.4	Frstvl	99-08-11	09:10	28:20	<1000	<1000	<4	2	<1000	<1000	-	-	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée

#Éch.	site[1]	date	heure de prélèvement	délai[2] h:m	E. coli / 100g	Coliformes fécaux / 100g	Coliphages mâles / 100g	Coliphages somatiques UFP/100g	Clostridium perfringens / 100g	Entérocoques / 100g	Cryptosporidium parvum[3] / 100g	Giardia sp[4] / 100g	Salmonelles / 25g	Campylobacter thermotolérants / 25g	REMARQUES
5.4	P-sur-M	99-08-09	19:20		<1000	<1000	6	110	<10000	<1000	2	5	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée (difficultés techniques)
6.4	P-à-B	99-08-11	09:10	28:20	<1000	<1000	<3	8	<1000	<1000	-	-	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée
7.4	I.Jérémie	99-08-09	07:35	05:25	<1000	<1000	7	3	<10000	7000	11	0	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée
8.4	Escmns	99-08-10	20:15	19:15	1000	3000	incomptable	230	<10000	1000	-	-	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non identifiée; plat de dénombrement trop contaminé pour une lecture adéquate des coliphages mâles
9.4	Grds-B	99-08-10	20:15	19:15	1000	2000	239	92	<10000	4000	2	12	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non identifiée
1.5	P-aux-O	99-08-16	12:25	20:05	<1000	<2000	<7	29	<10000	<1000	-	-	A	A	
2.5	A-à-N	99-08-16	12:25	20:05	<1000	<2000	<2	5	<10000	<1000	6	3	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée
3.5	B-Lvl	99-08-15	11:50	25:10	<1000	<2000	<5	88	<10000	<1000	3	3	A	A	
4.5	Frstvl	99-08-15	11:50	25:10	<1000	<2000	<6	6	<10000	<1000	12	4	A	A	
5.5	P-sur-M	99-08-25	08:30	26:30	<1000	<1000	336	100	<10000	2000	-	-	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée
6.5	P-à-B	99-08-25	08:30	26:30	<1000	<1000	0	<1	<10000	0	-	-	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée
7.5	I.Jérémie	99-08-16	12:25	20:05	<1000	<2000	<3	<2	<10000	6000	-	-	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée
8.5	Escmns	99-08-17	13:05	24:25	<1000	1000	420	143	10000	<1000	7	0	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée
9.5	Grds-B	99-08-17	13:05	24:25	1000	9000	<3	1100	<10000	9000	2	6	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée
1.6	P-aux-O	99-08-31	11:55	20:35	<1000	<1000	0	4	<10000	<1000	-	-	A	A	
2.6	A-à-N	99-08-31	11:55	20:35	<1000	<1000	0	1	<10000	<1000	12	9	A	A	giardia: 2 kystes confirmés, 3 kystes présomptifs
3.6	B-Lvl	99-08-29	10:40	25:20	<1000	<1000	0	8	<10000	<1000	3	5	A	A	
4.6	Frstvl	99-08-29	10:40	25:20	<1000	<1000	0	<1	<10000	<1000	10	15	A	A	
5.6	P-sur-M	99-09-01	12:40	19:50	<1000	<1000	0	230	<10000	<1000	-	-	A	A	
6.6	P-à-B	99-09-01	12:40	19:50	<1000	<1000	0	2	<10000	<1000	-	-	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée
7.6	I.Jérémie	99-08-31	11:55	20:35	<1000	<1000	0	5	<10000	<1000	-	-	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée
8.6	Escmns	99-08-30	11:20	21:10	1000	2000	59	180	<10000	3000	8	18	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée; giardia: 3 kystes confirmés, 15 kystes présomptifs
9.6	Grds-B	99-08-30	11:20	21:10	<1000	5000	176	38	<10000	1000	13	10	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée
1.7	P-aux-O	99-09-07	19:15	17:45	<1000	<1000	15	7	<10000	<1000	-	-	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée
2.7	A-à-N	99-09-07	19:15	17:45	<1000	<1000	0	4	<10000	<1000	6	4	A	P	Campylobacter thermotolérants, sp non déterminée

#Ech.	site[1]	date	heure de prélèvement	délai[2] h:m	E. coli / 100g	Coliformes fécaux / 100g	Coliphages mâles / 100g	Coliphages somatiques UFP/100g	Clostridium perfringens / 100g	Entérocoques / 100g	Cryptosporidium parvum[3] / 100g	Giardia sp[4] / 100g	Salmonelles / 25g	Campylobacter thermotolérants / 25g	REMARQUES
3.7	B-Lvl	99-09-13	11:10	22:20	<1000	<1000	60	140	<10000	<1000	3	5	A	A	
4.7	Frstvl	99-09-13	11:10	22:20	<1000	<1000	28	23	<10000	<1000	0	23	A	A	
5.7	P-sur-M	99-09-15	12:15	20:15	<1000	1000	82.6	230	10000	1800	-	-	A	A	
6.7	P-à-B	99-09-15	12:15	20:15	<1000	<1000	0	13	<10000	1000	-	-	A	A	
7.7	I.Jérémie	99-09-07	19:15	17:45	<1000	<1000	31	12	<10000	<1000	-	-	A	P	Campyloba ter thermotolérants, sp non déterr inée
8.7	Escmns	99-09-14	11:40	20:50	<1000	<1000	844.8	2100	<10000	2000	5	8	A	A	
9.7	Grds-B	99-09-14	11:40	20:50	<1000	<1000	560	140	<10000	4000	6	6	A	P	Campylc acter thermotolérants, sp non dét rminée
1.8	P-aux-O	99-09-26	09:35	24:25	<1000	2000	<9	25	<10000	3000	-	-	A	P	Campy obacter thermotolérants
2.8	A-à-N	99-09-26	09:35	24:25	<1000	<1000	<9	22	<10000	<1000	3	6	A	P	Camp obacter thermotolérants
3.8	B-Lvl	99-09-27	10:10	22:20	<1000	<1000	<9	110	<10000	<1000	0	6	A	A	
4.8	Frstvl	99-09-27	10:10	22:20	<1000	<1000	<9	6	<10000	<1000	6	28	A	A	
5.8	P-sur-M	99-09-29	11:30	21:00	<1000	<1000	1100	200	<10000	<1000	-	-	A	P	Cam ylobacter thermotolérants
6.8	P-à-B	99-09-29	11:30	21:00	<1000	<1000	1100	6	<10000	<1000	-	-	A	A	
7.8	I.Jérémie	99-09-26	09:35	24:25	<1000	<1000	<9	6	<10000	<1000	-	-	A	A	
8.8	Escmns	99-09-28	10:45	22:15	de 1000 à 8900	<1000	2200	440	<10000	<1000	0	17	P	P	Cam ylobacter thermotolérants; Salr onella sp; giardia: 3 kystes conf rmés, 14 kystes présomptifs
9.8	Grds-B	99-09-28	10:45	22:15	de 1000 à 8900	<1000	2200	390	<10000	<1000	9	9	A	P	Cam ylobacter thermotolérants